Geïntroduceerde niet-inheemse soorten

in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria

anno 2024

Geïntroduceerde niet-inheemse soorten

in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria

anno 2024

Dit boek geeft een overzicht van de geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2024. Deze publicatie bouwt voort op de overzichtswerken uit 2012 en 2020 (Vandepitte *et al*., 2012, Verleye *et al*. 2020), en kwam tot stand door een samenwerking met wetenschappers uit diverse nationale en internationale kennisinstellingen. Deze samenwerking (‘*VLIZ Alien Species Consortium*’) wordt gecoördineerd door het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ).

De informatie kan ook online geraadpleegd worden op: www.vliz.be/niet-inheemse-soorten.

Wijze van citeren

Verleye, T.J.; De Raedemaecker, F.; Vandepitte, L.; Fockedey, N.; Lescrauwaet, A.-K.; Mees, J. (Ed.) (2024). Geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2024. VLIZ Special Publication, 93. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 9789464206319. 826 pp. https://dx.doi.org/10.48470/96

Verantwoordelijke uitgever

Jan Mees
InnovOcean Campus - Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ)
Jacobsenstraat 1
8400 Oostende
België

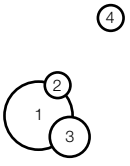
Grafische vormgeving

Thomas J. Verleye (VLIZ)

Bijzondere dank aan

Alle lectoren (p.18-19), Fons Verheyde, Chilekwa Chisala, Zohra Bouchti, Britt Lonneville en allen die toestemming hebben verleend voor het gebruik van beeldmateriaal in deze publicatie.

Credits fotomateriaal cover



1. *Ammothea hilgendorfi* - Gerwin van de Maat
2. *Molgula manhattensis* - Arjan Gittenberger
3. *Yoldia limatula* - Bram Conings
4. *Dikerogammarus villosus* - Silvia Waajen (onderwaterwereld.org)

Inhoudstabel

Inleiding

1.1 Definities 9
1.2 Geïntroduceerde niet-inheemse soorten: impact en overkoepelende beleidsaanpak 11
1.3 Inhoudelijke en ruimtelijke afbakening 15
1.4 VLIZ Alien Species Consortium 18
1.5 Samenvattende situatieschets 20
1.6 Beleid en wetgeving 29

1 Algen en wieren

Antithamnionella ternifolia - Drietakkig rooddonswier 49
Caulacanthus okamurae 55
Codium fragile subsp. *fragile* - Vertakt viltwier 61
Coscinodiscus wailesii 67
Dasysiphonia japonica - Veelvertakt pluimwier 73
Gracilaria vermiculophylla - Ziltwaterknoopwier 81
Melanothamnus harveyi - Violet buiswier 89
Nitophyllum stellatocorticatum - Stippeltjeswier 95
Odontella sinensis 99
Polysiphonia senticulosa - Puntig buiswier 105
Sargassum muticum - Japans bessenwier 111
Thalassiosira punctigera ('Watchlist') 121
Undaria pinnatifida - Japanse kelp (wakame) 127

2 Eéncelligen

Bonamia ostreae - Oesterparasiet 137

3 Geleedpotigen

Acartia (Acanthacartia) tonsa - Langsprietroeipootkreeft 149
Ammothea hilgendorfi - Zebrazeespin 155
Amphibalanus amphitrite - Paarsgestreepte zeepok 161
Amphibalanus improvisus - Brakwaterpok 167

Ampithoe valida 175
Austrominius modestus - Nieuw-Zeelandse zeepok 181
Balanus glandula 187
Callinectes sapidus - Blauwe zwemkrab 191
Caprella mutica - Machospookkreeftje 197
Chelicorophium curvispinum - Kaspische slijkgarnaal 205
Cryptorchestia garbinii - Oevervlokreeft 213
Dikerogammarus villosus - Reuzenvlokreeft 219
Eriocheir sinensis - Chinese wolhandkrab 227
Gammarus tigrinus - Tijgervlokreeft 235
Grandidierella japonica - Japans vlokreeftje 243
Hemigrapus sanguineus - Blaasjeskrab 251
Hemigrapsus takanoi - Penseelkrab (Borstelkrab) 259
Hemimysis anomala - Kaspische aasgarnaal 267
Ianiropsis serricaudis - Japanse zeepissebed 273
Incisocalliope aestuarius - Estuariene poliepvlo 279
Megabalanus coccopoma - Grote roze zeepok 285
Megabalanus tintinnabulum - Zeetulp 291
Melita nitida - Elegante honingvlokreeft 297
Monocorophium sextonae - Sexton's slijkgarnaal 303
Mytilicola intestinalis - Rood darmroeipootkreeftje 309
Neomysis americana - Amerikaanse aasgarnaal 317
Palaemon macrodactylus - Rugstreepsteurgarnaal 323
Penaeus aztecus 331
Proasellus coxalis - Zuiders waterezeltje 337
Prokelisia marginata - Slijkgrascicade 343
Pseudodiaptomus marinus - Pacifisch eenoogkreeftje 351
Ptilohyale littoralis 357
Rhithropanopeus harrisii - Zuiderzeekrabbetje 361
Sinelobus vanhaareni - Kustnaaldkreeftje 369
Synidotea laticauda - Brede brakwaterpissebed 375
Telmatogeton japonicus - Japanse dansmug 381
Zeuxo holdichi - Schaarpissebed 387

4 Mosdiertjes

Bugula neritina - Paars vogelkopmosdiertje 395
Bugulina simplex - Geel vogelkopmosdiertje 403
Bugulina stolonifera - Vogelkopmosdiertje 409
Fenestrulina delicia - Venstermosdiertje 415
Pacificincola perforata - Pacifisch mosdiertje 421
Tricellaria inopinata - Onverwacht mosdiertje 427

5 Neteldieren

Aurelia coerulea - Aziatische oorkwal 437
Calyptospadix cerulea - Berenvachtpoliep 441
Cordylophora caspia - Brakwaterpoliep 447
Diadumene lineata - Groene golfbrekeranemoon 455
Gonionemus vertens - Japanse kruiskwal 461
Nemopsis bachei - Bache's knotsklokje 467

6 Raderdieren

Keratella tropica - Tropisch puzzelraderdier 477

7 Ribkwallen

Mnemiopsis leidyi - Amerikaanse ribkwal 487

8 Sponzen

Haliclona (soestella) xena - Paarse buisjesspons 501

9 Vaatplanten

Baccharis halimifolia - Struikaster 509
Spartina anglica - Engels slijkgras 515

10 Vissen

Gobiosoma bosc - Naakte grondel 525
Micropogonias undulatus - Knorrepos 531
Neogobius melanostomus - Zwartbekgrondel 537
Pseudorasbora parva - Blauwband 547
Tridentiger bifasciatus - Shimofurigrondel 553

11 Weekdieren

Anadara kagoshimensis - Bolle arkschelp ('Watchlist') 561
Cardita calyculata ('Watchlist') 567
Crassostrea gigas (Magallana gigas) - Japanse oester 571
Crepidula fornicata - Muiltje 583
Ensis leei - Amerikaanse zwaardschede 593
Haloa japonica - Japanse zeepbelslak 601
Heleobia charruana - Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje 607
Ischadium recurvum - Gebogen traliemossel 611
Mulinia lateralis - Amerikaanse strandschelp 617
Mya arenaria - Strandgaper 623
Mytilopsis leucophaeata - Brakwatermossel 629
Ocinebrellus inornatus - Japanse stekelhoren ('Watchlist') 637
Petricolaria pholadiformis - Amerikaanse boormossel 643
Potamocorbula amurensis - Brakwaterkorfschelp 651
Potamopyrgus antipodarum - Jenkins' waterhoren 657
Rangia cuneate - Brakwaterstrandschelp 665
Ruditapes philippinarum - Filipijnse tapijtschelp 673
Urosalpinx cinerea - Amerikaanse oesterboorder ('Watchlist') 681
Yoldia limatula - Gladde snavelneut 689

12 Wormen

Anguillicoloides crassus - Zwemblaasworm 697
Bispira polyomma - Paarse kokerworm 705
Boccardia proboscidea 711
Boccardiella hamata 717
Cephalothrix simula - Japanse snoerworm 721
Euplana gracilis 729
Ficopomatus enigmaticus - Trompetkalkkokerworm 733
Hydroides ezoensis - Kroontjesworm 741
Marenzelleria neglecta - Oostzeegroenworm 749
Neodexiospira brasiliensis - Braziliaanse kalkkokerworm 757
Notocomplana koreana - Koreaanse vliesworm ('Watchlist') 763
Prosthiostomum wagurensis - Lava-vliesworm 767
Tubificoides heterochaetus - Langstaartkustworm 771

13 Zakpijpen

Aplidium glabrum - Glanzende bolzakpijp 779
Botrylloides diegensis 785
Botrylloides violaceus - Gewone slingerzakpijp 791
Diplosoma listerianum - Grijze korstzakpijp 797
Molgula manhattensis - Ronde zakpijp 805
Styela clava - Knotszakpijp 813

Overzicht

Inleiding

1.1 Definities

Niet-inheemse soort (exoot)
Een niet-inheemse soort (of exoot) is een organisme dat zich buiten zijn oorspronkelijk verspreidingsgebied heeft gevestigd in een regio waar het niet van nature voorkomt.

Geïntroduceerde niet-inheemse soort
De geïntroduceerde niet-inheemse soorten vormen een subcategorie onder de niet-inheemse soorten. Een geïntroduceerde niet-inheemse soort is een organisme dat zich buiten zijn oorspronkelijk verspreidingsgebied heeft gevestigd in een gebied waar het niet van nature voorkomt, waarbij het overbruggen van een (natuurlijke) barrière (bv. een oceaan) enkel mogelijk was met behulp van menselijke activiteiten (scheepvaart, aquacultuur, etc.). De voornaamste beleidskaders rond het opvolgen en het nemen van maatregelen inzake (invasieve) niet-inheemse soorten richten zich dan ook in hoofdzaak op deze subcategorie (o.a. Kaderrichtlijn mariene strategie 2008/56/EG – descriptor 2; IUS-Verordening (EU) nr. 1143/2014; VN-Zeerechtenverdrag Artikel 196.1). Binnen het voorliggend initiatief worden enkel de geïntroduceerde niet-inheemse mariene soorten in rekening gebracht, en ligt de nadruk bij het al dan niet weerhouden van een soort op de 'primaire' introductiewijze. Zo wordt een organisme die oorspronkelijk voorkomt in de Pacifische regio en via scheepvaart in Noord-Frankrijk werd geïntroduceerd (primair) en zich vervolgens op natuurlijke wijze richting België heeft verspreid (secundair) wel degelijk weerhouden.

Soorten die op natuurlijke wijze hun leefgebied uitbreiden zonder een menselijke verspreidingsvector en zo nieuwe gebieden koloniseren maken bijgevolg geen deel uit van deze inventarisatie-oefening. Veranderingen in het biogeografisch voorkomen van organismen te wijten aan de klimaatverandering worden binnen de context van het voorliggend initiatief onder deze laatste categorie gerekend.

Watchlist-soort
Een 'watchlist'-soort betreft een in West-Europa geïntroduceerde niet-inheemse mariene soort die reeds in de nabijheid van de Belgische grens werd aangetroffen in de Nederlandse Westerschelde en Oosterschelde alsook langs de Franse Opaalkust, maar op heden nog niet op het Belgisch grondgebied werd waargenomen. Het betreffen bijgevolg soorten waarvoor een verhoogde waakzaamheid aan de dag dient te worden gelegd. Deze soorten worden binnen het kader van de huidige inventarisatie ook in beschouwing genomen.

Invasieve soort
Als een niet-inheemse soort schadelijk blijkt te zijn voor zijn nieuwe leefomgeving of voor de lokale economie, dan spreken we van een invasieve soort. Echter, de mate van impact die het toekennen van de stempel 'invasief' rechtvaardigt, is niet eenduidig bepaald, wat vaak aanleiding geeft tot discussie.

Cryptogene soort

Voor een aantal soorten is de oorsprong niet eenduidig te achterhalen en/of is het moeilijk te zeggen of ze nu al dan niet inheems zijn in een bepaalde regio. Deze twijfel kan ontstaan bij (i) kosmopoliete organismen, (ii) soorten met een cryptische levenswijze die bijgevolg moeilijk te observeren zijn en (iii) soorten die vroeger niet goed gekend waren omdat de toenmalige technieken onvoldoende ontwikkeld waren om de organismen in kwestie te bestuderen.

Primaire en secundiare introductiewijze

De primarie introductiewijze verwijst naar de menselijke activiteit die instaat voor de (on)opzettelijke introductie van een niet-inheemse soort 'rechtstreeks' vanuit het oorsprongsgebied. Secundaire verspreiding heeft betrekking op de hierop volgende verdere uitbreiding van het organisme binnen het nieuw gebied.

1.2 Geïntroduceerde niet-inheemse soorten: impact en overkoepelende beleidsaanpak

Geïntroduceerde niet-inheemse soorten (GNIS) worden vaak geassocieerd met negatieve effecten voor de lokale biodiversiteit en ecosysteemfuncties. Maar niet alle exoten hebben een aantoonbare impact op andere soorten of habitats in hun nieuwe milieu. Voor een minderheid is het invasief karakter echter van een dergelijke aard dat ze een probleem stellen voor de lokale biodiversiteit, de economie of de volksgezondheid, of de ecosysteemdiensten in het gedrang brengen. Naar schatting vormt ongeveer 10 tot 15% een gevaar voor de Europese biodiversiteit (cf. Verordening (EU) nr. 1143/2014). Deze invasieve niet-inheemse soorten (NIS) worden wereldwijd beschouwd als de tweede belangrijkste oorzaak van het verlies aan biodiversiteit (na de directe vernietiging van habitats) [1]. Het is voor het beleid belangrijk prioritaire aandacht te richten op deze invasieve NIS, en concrete beheersmaatregelen te treffen daar waar dringend en noodzakelijk. Op deze manier kunnen de beheersmaatregelen en de (beperkte) middelen optimaal aangewend worden. Daarnaast is het belangrijk te blijven inzetten op de reeds bestaande algemeen preventieve maatregelen om schadelijke gevolgen van invasieve NIS te vermijden.

Op het niveau van de Europese Unie werd hiertoe de Verordening (EU) Nr. 1143/2014 betreffende de preventie en beheersing van de introductie en verspreiding van invasieve uitheemse soorten opgesteld. In deze verordening worden regels vastgesteld om de nadelige gevolgen op de biodiversiteit van zowel de opzettelijke als onopzettelijke introductie en verspreiding in de Unie van invasieve GNIS te voorkomen, tot een minimum te beperken en te matigen. De zogenaamde 'Unielijst' van prioritaire soorten wordt door de Europese Commissie opgesteld (in samenspraak met de lidstaten) en werd reeds drie maal herzien (2017, 2019 en 2022, een vierde herziening is anno 2024 nog lopende). Op heden bevat de lijst 88 soorten. Voor deze soorten geldt een verbod op het opzettelijk invoeren, houden, kweken, vervoeren, verhandelen en vrijlaten. In afwijking van de beperkingen dienen lidstaten een vergunningssysteem vast te stellen. Verder dienen de lidstaten voor de soorten in kwestie actieplannen betreffende de introductieroutes op te maken, een surveillancesysteem en officiële controles op te zetten met het oog op een vroegtijdige detectie en een snelle uitroeiing ervan, alsook doeltreffende beheersmaatregelen te bepalen voor het beheer van wijdverspreide invasieve GNIS. Echter, de vereiste criteria (Artikel 4.3a-e) bemoeilijken de opname van mariene GNIS in de Unielijst. Zo zijn de nadelige gevolgen voor de biodiversiteit (en menselijke gezondheid en economie) niet steeds eenduidig aan te tonen (Artikel 4.3c). Daarnaast is de succesvolle uitroeiing van mariene GNIS in een open systeem niet evident en is het veelal niet zeker dat een gecoördineerd optreden op Unie-niveau de introductie, vestiging of verspreiding van een soort zal tegengaan of de nadelige gevolgen verbonden met de aanwezigheid van een invasieve soort daadwerkelijk zal voorkomen (Artikels 4.3d-e). Doordat er weinig praktische en kosteneffectieve middelen beschikbaar zijn om NIS in het mariene milieu uit te roeien of te beheersen zonder het lokale ecosysteem te schaden, wordt het voorkomen van de introductie van NIS momenteel beschouwd als de enige haalbare beheersoptie voor het

mariene milieu. Hierdoor staan op heden slechts twee mariene GNIS op de lijst, zijnde *Rugulopteryx okamurae* (zeewier) en *Plotosus lineatus* (Gestreepte koraalmeerval). Geen van beiden komt voor op het Belgisch grondgebied. Wel komen twee soorten voor op de Unielijst die ook in deze publicatie worden weerhouden omwille van hun aanwezigheid in het studiegebied (veelal brakwatermilieus), zijnde *Pseudorasbora parva* (Blauwband) en *Eriocheir sinensis* (Chinese wolhandkrab).

Mariene GNIS komen specifiek aan bod in de Richtlijn 2008/56/EG tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het beleid ten aanzien van het mariene milieu (Kaderrichtlijn mariene strategie - KRMS). De KRMS beschrijft de goede milieutoestand (GMT) aan de hand van elf descriptoren, waarbij 'descriptor 2' stelt dat de door menselijke activiteiten geïntroduceerde soorten zich op een niveau dienen te bevinden waarbij het ecosysteem niet verandert. Concreet dragen de volgende nationale KRMS-maatregelen bij tot het behalen van de GMT van descriptor 2, al werd de GMT voor deze descriptor tijdens de laatste evaluatie (2022) nog niet bereikt [2]:

Sinds 2016 (eerste KRMS-cyclus):
- Milieu-effectenrapportage en passende beoordeling (aandacht voor fouling);
- Voorwaarde vergunning (o.a. windparken): maximale beperking introductie verharde substraten;
- Voorwaarde vergunning: monitoring tijdens constructie en exploitatie – fouling macrobenthos;
- Verbod opzettelijke (tenzij vergunning) en onopzettelijke introductie van niet-inheemse organismen via ballastwater, geregeld door de Wet Marien Milieu van 11 december 2022;
- Maatregelen tegen fouling (2011-richtlijnen IMO voor de controle van biofouling op schepen).

Sinds 2022 (tweede KRMS-cyclus):
- Ontwikkelen classificatiesysteem van niet-inheemse soorten (geklasseerd volgens dreiging);
- Handhaving van de IMO biofouling richtlijnen: reiniging scheepsrompen voor binnenvaren BNZ;
- Striktere navolging en implementatie van het Ballastwaterverdrag, met een verhoogde aandacht voor controle op verversing van ballastwater.

De monitoring die plaatsvindt in het kader van de KRMS is gericht op de detectie van de komst van nieuwe GNIS. Naast informatie die het resultaat is van systematische monitoring, worden ook waarnemingen van nieuwe GNIS uit projecten of ad-hoc-waarnemingen opgenomen. De systematische monitoring, zoals geformuleerd in het geactualiseerd monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren, omvat volgende activiteiten [3]:
- 'ANSBE-P6-Benthos-1-soft-sediment': de monitoring van het zacht substraat

benthos in het kader van de milieueffectenbeoordeling van de baggerstortplaatsen en zandwinningsgebieden in het Belgisch deel van de Noordzee (Uitvoerder: Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek - ILVO);
- 'ANSBE-P7-Benthos-2-epi-fish': de monitoring van epibenthos en demersale vis in het kader van de milieueffectenbeoordeling van de baggerstortplaatsen en zandwinningsgebieden in het Belgisch deel van de Noordzee (Uitvoerder: Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek - ILVO);
- 'ANSBE-P8-Benthos-3-windfarm': de monitoring van macrobenthos en sediment in offshore windmolenparken (Uitvoerder: Universiteit Gent - UGent);
- 'ANSBE-P9-Benthos-4-hard-substrate': de monitoring van niet-inheemse soorten op harde substraten (strandhoofden, boeien, windturbines, meetpalen en andere offshore kunstmatige structuren zoals kunstmatige eilanden en kunstmatige riffen zodra deze beschikbaar komen (Uitvoerder: Instituut voor Natuurwetenschappen - KBIN).

Daarnaast worden in het kader van LifeWatch België door het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) sinds respectievelijk 2014 en 2017 langetermijngegevensreeksen voor zoöplankton en fytoplankton gegenereerd voor de Belgische kustwateren en zandbanksystemen [3]. Deze monitoringsprogramma's ('ANSBE-P13-Plankton-2-phyto' en 'ANSBE-P14-Plankton-3-zoo') maken eveneens integraal deel uit van het geactualiseerd monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren, en dragen bij tot verbeterde inzichten voor descriptor 1 'Biodiversiteit' (meer specifiek voor de drie indicatoren PH1, PH2 en PH3 [4] ter beoordeling van de pelagische habitats). Concreet omvat deze tijdreeks publiek toegankelijke biodiversiteitsinformatie over zowel zoöplankton als fytoplankton uit de pelagische zone (zie ook *Lifewatch Species Information Backbone* (LW-SIBb), de *World Register for Marine Species* (WoRMS) en de *World Register for Introduced Marine Species* (WRiMS)), verzameld via high-throughput beeldvormingssensoren (ZooScan, FlowCam). De verzamelde gegevens voor fytoplankton (FlowCam-data en genetische LifeWatch-data) kunnen zo mogelijks ook inzichten verschaffen op het niveau van descriptor 2, al werd deze piste tot op heden nog niet actief bewandeld. Daarnaast wordt een fysieke monsterbibliotheek voor zoöplankton onderhouden, wat retrospectieve analyses mogelijk maakt om het voorkomen van potentiële NIS en invasieve taxa in de loop der tijd te traceren. Verder worden analysetools rond invasieve NIS opgezet in het kader van de LifeWatch *Alien Species Virtual Research Environment* (Alien Species VRE) en worden applicaties ontwikkeld in het *Digital Twin of the Ocean* (DTO)-BioFlow-project (gecoördineerd door VLIZ met focus op de integratie van biodiversiteitdata in de DTO) en het MARCO-BOLO-project (*MARine COastal BiOdiversity Long-term Observations* – versterken van biodiversiteitsobservaties ter ondersteuning van het beleid).

In België werd binnen de context van het 'Alien Alert project' in 2014 het Harmonia+ protocol ontwikkeld [5]. Deze tool voorziet in een eerstelijns-risico-evaluatie van potentieel invasieve NIS, en is eveneens internationaal toepasbaar. Het komt voort uit een herziening van het voormalige ISEIA-protocol (*Invasive Species Environmental Impact Assessment*) [6,7], waarin nu alle invasiefasen en verschillende soorten effecten zijn opgenomen.

Referenties

[1] Kettunen, M.; Genovesi, P.; Gollasch, S.; Pagad, S.; Starfinger, U.; ten Brink, P.; Shine, C. (2008). Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp. + Annexes. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=331219]

[2] Belgische Staat (2022). Maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren. Natura 2000 en Kaderrichtlijn Mariene Strategie - Art 13. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 111 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=350921]

[3] Belgische Staat (2020). Actualisatie van het monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren: Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art. 11. BMM/Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 65 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=333251]

[4] McQuatters-Gollop, A.; Guérin, L.; Arroyo, N.L.; Aubert, A.; Artigas, L.F.; Bedford, J.; Corcoran, E.; Dierschke, V.; Elliott, S.A.M.; Geelhoed, S.C.V.; Gilles, A.; González-Irusta, J.M.; Haelters, J.; Johansen, M.; Le Loc'h, F.; Lynam, C.P.; Niquil, N.; Meakins, B.; Mitchell, I.; Padegimas, B.; Pesch, R.; Preciado, I.; Rombouts, I.; Safi, G.; Schmitt, P.; Schückel, U.; Serrano, A.; Stebbing, P.; de la Torriente, A.; Vina-Herbon, C. (2022). Assessing the state of marine biodiversity in the Northeast Atlantic. Ecol. Indic. 141: 109148. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=361868]

[5] D'hondt, B.; Vanderhoeven, S.; Roelandt, S.; Mayer, F.; Versteirt, V.; Adriaens, T.; Ducheyne, E.; San Martin, G.; Grégoire, J.-C.; Stiers, I.; Quoilin, S.; Cigar, J.; Heughebaert, A.; Branquart, E. (2015). Harmonia+ and Pandora+: risk screening tools for potentially invasive plants, animals and their pathogens. Biological Invasions 17(6): 1869-1883. [http://www.vliz.be/nl/open-marien-archief?module=ref&refid=291358]

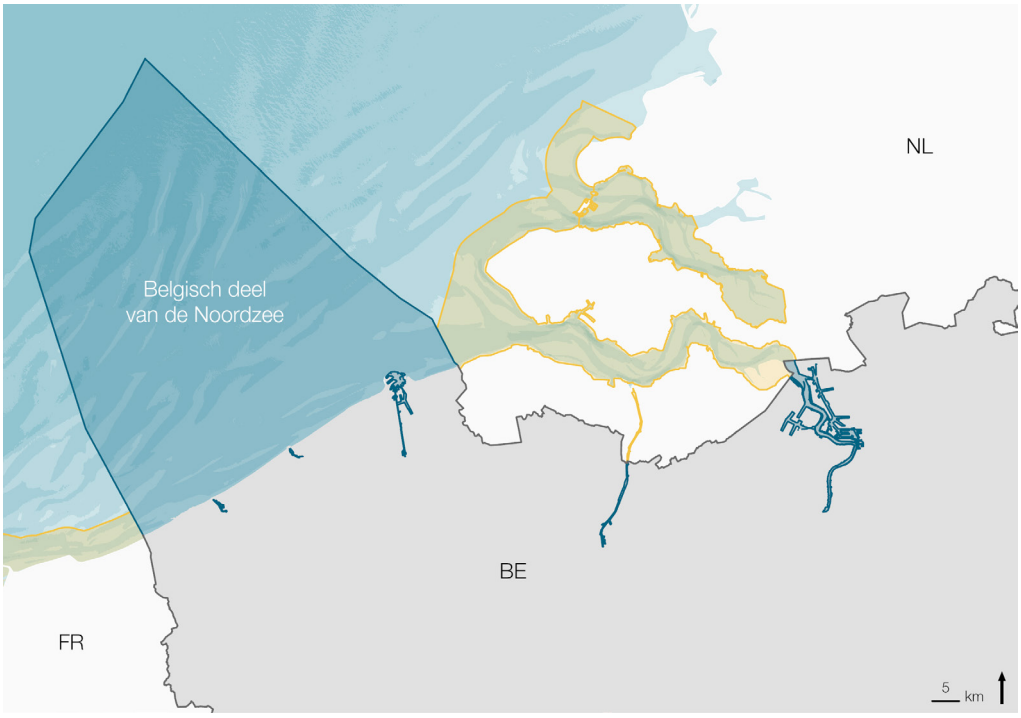
[6] Branquart, E. (2009). Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium, version 2.6 (https://ias.biodiversity.be).

[7] Vanderhoeven, S.; Adriaens, T.; D'hondt, B.; Van Gossum, H.; Vandegehuchte, M.; Verreycken, H.; Cigar, J.; Branquart, E. (2015). A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium – the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. Manag. Biol. Inv. 6(2): 197–208. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=247841]

1.3 Inhoudelijke en ruimtelijke afbakening

Wereldwijd hebben talrijke plant- en diersoorten met succes nieuwe leefgebieden gekoloniseerd, ook in het mariene milieu. Het probleem van geïntroduceerde niet-inheemse soorten (GNIS) is niet nieuw. In de geschiedenisboeken vinden we meldingen van vroege introducties. Maar voor een aantal soorten is het echter moeilijk te zeggen of ze nu al dan niet inheems zijn. Onze kennis reikt voor sommige groepen zeeorganismen immers niet ver terug in het verleden (zie ook **1.1 Definities: Cryptogene soort**).

Dit boek biedt aan de hand van soortenfiches een overzicht van de kennis omtrent de mariene en kustgebonden GNIS in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria (**figuur 1**). Concreet omvat deze afbakening zowel het Belgisch deel van de Noordzee, het strand, havengebieden, estuaria, slikken, schorren en brakke binnenwateren. Wat de binnenwateren betreft geldt als randvoorwaarde dat het milieu waarin de soorten gedijen enige zeewaterinvloed moet kennen (mesohalien, polyhalien).



Figuur 1: Overzicht van het studiegebied. Blauw: Belgisch grondgebied (marien of met zeewaterinvloed). Geel: regio's waarvan de voorkomende niet-inheemse soorten die nog niet in België werden aangetroffen opgenomen werden in de 'watchlist' (zie 1.1 Definities). Bron: EMODnet Bathymetry, Eurostat, NGI, Vlaamse Hydrografie, INBO, Agentschap voor Natuur en Bos, Agentschap Digitaal Vlaanderen, OpenStreetMap contributors.

Het voorliggende document betreft de stand van zaken op datum van oktober 2024. Zo omvat deze publicatie 32 nieuwe soortenfiches ten opzichte van de 2020-versie (79 soorten), inclusief 6 zgn. 'watchlist'-soorten (zie ook **1.1 Definities: Watchlist-soort**). Het merendeel van de fiches uit 2020 is ongewijzigd gebleven, met uitzondering van een aantal soorten waarbij zich de afgelopen jaren significante nieuwe inzichten hebben voorgedaan of aanzienlijke veranderingen hebben plaatsgevonden met betrekking tot hun verspreiding, zoals bij de Zebrazeespin *Ammothea hilgendorfi*, het Vogelkopmosdiertje *Bugulina stolonifera*, de Groene golfbrekeranemoon *Diadumene lineata*, de Grijze korstzakpijp *Diplosoma listerianum*, het Venstermosdiertje *Fenestrulina delicia*, de Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus,* de Estuariene poliepvlo *Incisocalliope aestuarius* en de Amerikaanse aasgarnaal *Neomysis americana*.

Er wordt getracht de soortenlijst zo actueel en volledig mogelijk te houden. Dit is echter geen evidentie, daar mariene GNIS vaak per toeval worden ontdekt en sommige soortengroepen minder goed gekend zijn, zoals het plankton. Daarbij komt nog dat ze soms moeilijk kunnen onderscheiden worden van de lokale inheemse soorten, wat in sommige gevallen kan leiden tot het verkeerdelijk benoemen van een GNIS.

Dit boek biedt informatie over de levenscyclus en ecologie van de soorten in kwestie, de wijze van introductie en verspreiding, potentiële effecten of meetbare impact van de soort op het milieu en mogelijke maatregelen. Let wel, omdat er voor bepaalde soorten nog onzekerheid bestaat rond het exacte oorsprongsgebied of de (primaire) introductievector wordt één enkele soort soms aan meerdere 'potentiële' oorsprongsgebieden of transportvectoren toegekend. Gelieve dan ook enige voorzichtigheid aan de dag te leggen vooraleer conclusies te formuleren op basis van de **Samenvattende situatieschets (1.5)** en u steeds te wenden tot de uitgebreide soortenpagina en bijhorende bronnen om u verder te informeren.

Welke soorten vindt u WEL terug in dit boek:

- Door menselijke activiteiten (on)opzettelijk GNIS die voorkomen in zoute en brakke milieus in de België;
- GNIS die voorkomen in zoute en brakke milieus in de buurlanden in de nabijheid van de Belgische grens, maar die nog niet in België werden aangetroffen (zgn. 'watchlist'-soorten). Concreet gaat dit over soorten die reeds werden gesignaleerd in de Nederlandse Westerschelde en Oosterschelde of ter hoogte van de Franse Opaalkust;
- Cryptogene soorten waarvan een sterk vermoeden heerst dat deze werden geïntroduceerd.

Welke soorten vindt u NIET terug in dit boek:

- Strikt zoetwatersoorten;
- Mariene soorten die op een natuurlijke wijze hun weg hebben gevonden naar de Belgische wateren (zgn. 'ecoschuivers' of 'klimaatschuivers'). De redenen voor het niet weerhouden van (niet-inheemse) organismen die op natuurlijke wijze hun leefgebied hebben uitgebreid in het voorliggend overzichtswerk zijn zowel van juridische als praktische aard. Zo stelt de Europese Kaderrichtlijn mariene strategie (2008/56/EG) – i.e. het overkoepelend Europees beleidskader gericht op de bescherming van het mariene milieu – dat de door menselijke activiteiten geïntroduceerde NIS zich op een niveau dienen te bevinden waarbij het ecosysteem niet verandert. Hieruit vloeit automatisch voort dat de (niet-inheemse) soorten die zich op een natuurlijke wijze tot bij ons hebben weten te verspreiden niet onder dit beleidskader vallen. Niettegenstaande de klimaatverandering in belangrijke mate door antropogene processen wordt beïnvloed, betreft deze geen menselijke activiteit op zich. Bovendien is het voor sommige 'nieuwe' soorten onzeker of ze al dan niet reeds in lage concentraties aanwezig waren en dus potentieel inheems zijn, waarbij veranderingen in het milieu een gunstig effect hebben gehad op het voorkomen van bepaalde organismen. Verder wordt verwacht dat de klimaatopwarming in de toekomst zal resulteren in de noordwaartste verschuiving van de biogeografische voorkomens van talloze soorten, wat zou resulteren in een lijst aan NIS die niet meer bij te houden valt. Dit heeft als gevolg dat ondermeer de volgende in België voorkomende NIS niet werden weerhouden in de voorliggende publicatie: de zeepissebed *Anilocra frontalis*, het Kokerwormkrabbetje *Asthenognathus atlanticus*, de Ovaalronde krab *Atelecyclus undecimdentatus*, de visparasiet *Ceratothoa steindachneri*, de Hoekige krab *Goneplax rhomboides*, de Reuzenschelpkokerworm *Loimia ramzega*, de zeepissebed *Nerocila* cf. *bivittata* en het Kleineheremietzakje *Septosaccus cuenoti*.

1.4 VLIZ Alien Species Consortium

De beschikbaar gestelde wetenschappelijke informatie vloeit voort uit het '*VLIZ Alien Species Consortium*', een samenwerking tussen VLIZ en wetenschappers uit diverse nationale en internationale kennisinstellingen. Onderstaande experten (32), werkzaam binnen 17 verschillende instellingen en afkomstig uit vier verschillende landen, hebben bijgedragen aan de opmaak en actualisatie van de soorteninformatie (2020-2024):

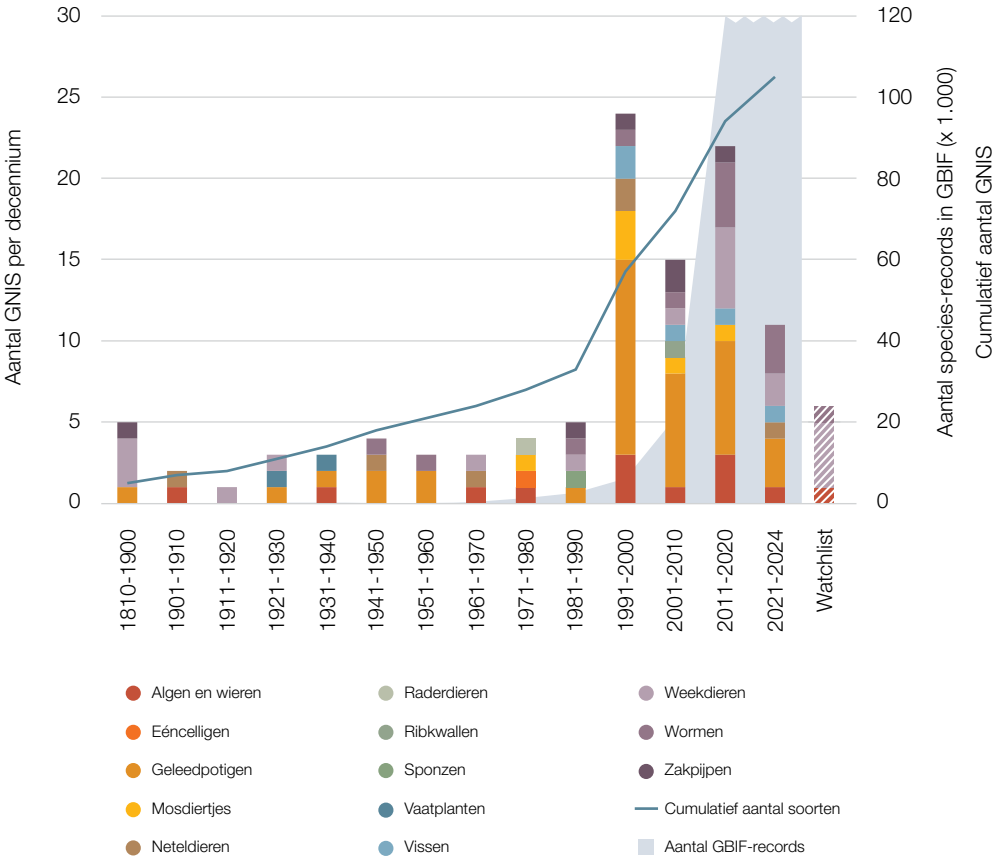
Naam	Instituut	Land
Azémar Frédéric	(ECOLAB) Université Paul Sabatier - Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement	FR
Backeljau Thierry	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
Belpaire Claude	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
Boets Pieter	(PCM) Provincie Oost-Vlaanderen - Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek	BEL
De Blauwe Hans	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
De Clerck Olivier	(UGent) Universiteit Gent - Onderzoeksgroep Fycologie	BEL
De Grave Sammy	(OUMNH) Oxford University Museum of Natural History	VK
de Voogd Nicole	Universiteit Leiden / Naturalis Biodiversity Center	NL
Delbare Daan	(ILVO) Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek	BEL
d'Udekem d'Acoz Cédric	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
Dumoulin Emmanuel	Onafhankelijk expert	BEL
Faasse Marco	Eurofins AquaSense	NL
Flandroit Antoine	(UMons) Université de Mons - Biology of Marine Organisms and Biomimetics Unit	BEL
Gittenberger Arjan	GiMaRIS	NL
Hillewaert Hans	(ILVO) Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek	BEL
Jonckheere Ingrid	Onafhankelijk expert	BEL
Kerckhof Francis	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
Kerkhove Thomas	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
Provoost Sam	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
Rumes Bob	(KBIN) Instituut voor Natuurwetenschappen	BEL
Sabbe Koen	(UGent) Universiteit Gent - Laboratorium voor Protistologie en Aquatische Ecologie	BEL
Soors Jan	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
Speybroeck Jeroen	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
Tackx Micky	(ECOLAB) Université Paul Sabatier - Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement	FR
Van den Neucker Tom	(UAntwerpen) Universiteit Antwerpen - ECOSPHERE	BEL
van der Loos Luna	(UGent) Universiteit Gent - Onderzoeksgroep Fycologie	BEL

Naam (vervolg)	Instituut	Land
van Haaren Ton	Eurofins AquaSense	NL
Van Landuyt Wouter	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
van Moorsel Godfried	Ecosub	NL
Vansteenbrugge Lies	(ILVO) Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek	BEL
Verreycken Hugo	(INBO) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	BEL
Volckaert Filip	(KU Leuven) Katholieke Universiteit Leuven - Afdeling Ecologie, Evolutie en Biodiversiteitsbehoud	BEL

1.5 Samenvattende situatieschets

Aantal niet-inheemse soorten doorheen de tijd

Anno 2024 werden in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria 105 geïntroduceerde niet-inheemse soorten (GNIS) bevestigd (**figuur 2**). Daarnaast werden nog 6 zgn. 'watchlist'-soorten geïdentificeerd waarvoor een verhoogde waakzaamheid geldt daar ze in de nabijheid van de Belgische grens (Westerschelde, Oosterschelde, Opaalkust) werden waargenomen, maar alsnog niet op Belgisch grondgebied werden aangetroffen. Dit is een significante stijging tegenover de 2020-versie van deze publicatie, toen de teller nog op 79 GNIS stond. Voor de 32 nieuwe weerhouden soorten geldt dat er 2 werden



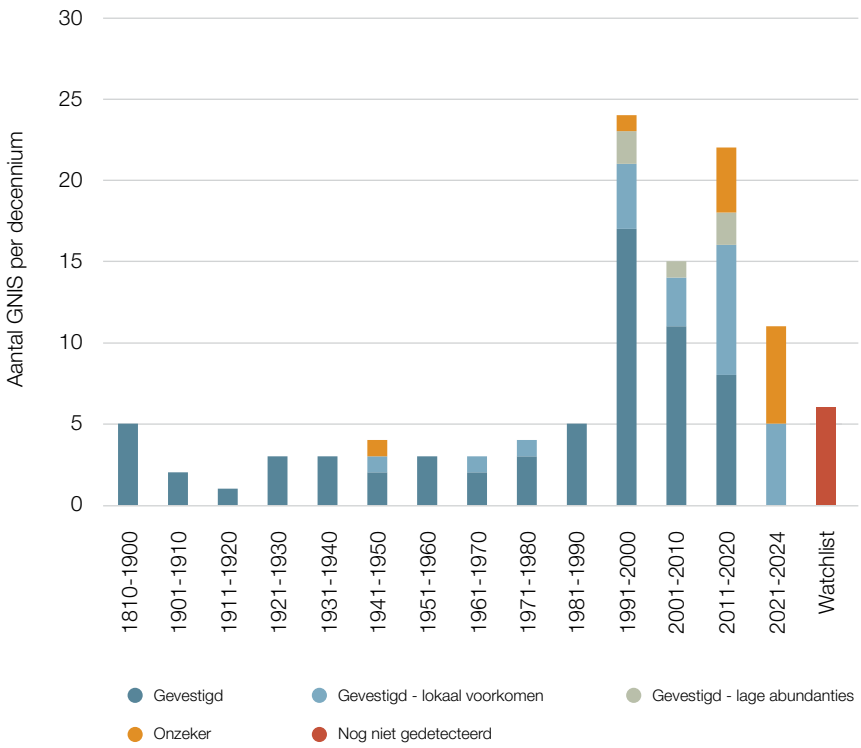
Figuur 2: Het aantal nieuwe geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het studiegebied per decennium (de soorten geïntroduceerd voor 1901 worden samen voorgesteld) ingedeeld naar soortengroepen. De lijngrafiek geeft op cumulatieve wijze het totaal aantal geïntroduceerde niet-inheemse soorten weer op een gegeven tijdstip. Het grijze vlakdiagram toont het aantal species-records in GBIF voor het Rijk 'Animalia' op het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria, en vormt een graadmeter voor de intensiteit van biologische staalnames.

geïntroduceerd tussen 1991-2000, 14 tussen 2011-2020, 11 tussen 2021-2024 en 5 die nabij de grens maar vooralsnog niet op Belgisch grondgebied werden geobserveerd (de zesde 'watchlist'-soort werd reeds in de vorige versie meegenomen).

Een vijftal GNIS bleken reeds aanwezig op het Belgisch grondgebied sinds de 19e eeuw. Het aantal nieuwe introducties kende in de loop van de 20e eeuw (tot 1990) een constante toename met vijf of minder nieuwe soorten per decennium. In het jaar 1990 waren 33 GNIS gekend in het studiegebied. In de periode 1991-2000 volgde echter een plotse toename in het aantal introducties met 24 nieuwe soorten in slechts tien jaar tijd. Deze explosieve toename werd gevolgd door 15 nieuwe GNIS in de periode 2001-2010 en nog eens 22 tussen 2011-2020. In de korte periode 2021-2024 werden intussen ook al 11 nieuwe GNIS gesignaleerd (**figuur 2**). In tegenstelling tot de soorten die voor 1990 werden aangetroffen, waarvan het overgrote merendeel (88%) als algemeen gevestigd wordt beschouwd, geldt dit voor een aanzienlijk kleiner aandeel van de reeds in België aangetroffen soorten die na 1990 hun intrede hebben gedaan. In deze laatste categorie hebben 50% van de soorten zich algemeen gevestigd, 28% kent een lokaal gevestigd voorkomen binnen een zeer specifiek (geïsoleerd) gebied en 7% wordt gekenmerkt door zeer lage abundanties doch een gevestigd voorkomen. Daarnaast is het voor 15% van de soorten onzeker of ze zich al dan niet hebben weten te vestigen (**figuur 3**).

Indien de 111 soorten samen in beschouwing worden genomen (i.e. inclusief de 6 'watchlist'-soorten) kan gesteld worden dat op het niveau van soortengroepen de geleedpotigen de kroon spannen met 34% van het totaal aantal geïdentificeerde GNIS. Het is een diverse groep die zowel krabben, roeipootkreefjes, vlokreeften, zeepissebedden, zeespinnen, zeepokken als garnalen omvat. Deze groep wordt op een afstand gevolgd door weekdieren (17%), wormen (12%) en algen en wieren (12%). Daarna volgen de zakpijpen (5%), neteldieren (5%), mosdiertjes (5%), vissen (5%), vaatplanten (2%), ééncelligen (1%), raderdieren (1%), ribkwallen (1%) en sponzen (1%) (**figuur 2**). Hierbij dient wel de kanttekening gemaakt te worden dat de analyse van zoö- en fytoplankton in Belgische wateren nog maar sinds respectievelijk 2014 en 2017 op systematische wijze plaatsvindt (VLIZ - LifeWatch België). Niettegenstaande deze gegevensverzameling opportuniteiten biedt voor de detectie van mogelijke GNIS binnen deze soortengroepen, werd hier in de voorbije jaren nog niet op gefocust, waardoor deze soortengroepen in de huidige publicatie mogelijks ondervertegenwoordigd zijn. In vergelijking met benthische habitats staat het onderzoek naar pelagische habitats dan ook nog in zijn kinderschoenen en is er bijgevolg minder concrete informatie voorhanden [1]. Daarenboven maakt de beperkte aandacht voor het pelagiaal in het verleden het ook moeilijker om na te gaan welke soorten daadwerkelijk niet-inheems zijn.

Op basis van de observatiedata kan gesteld worden dat bij 13 van de 111 geïdentificeerde soorten (12%) het 'primaire' transport richting West-Europa via België geschiedde (**figuur 4**). Het belang van maritiem transport en havenactiviteiten in het kader van deze specifieke introducties komt duidelijk naar voren indien de potentiële introductievectoren worden bestudeerd. Voor alle 13 soorten speelde scheepvaart een mogelijk rol in de verspreiding

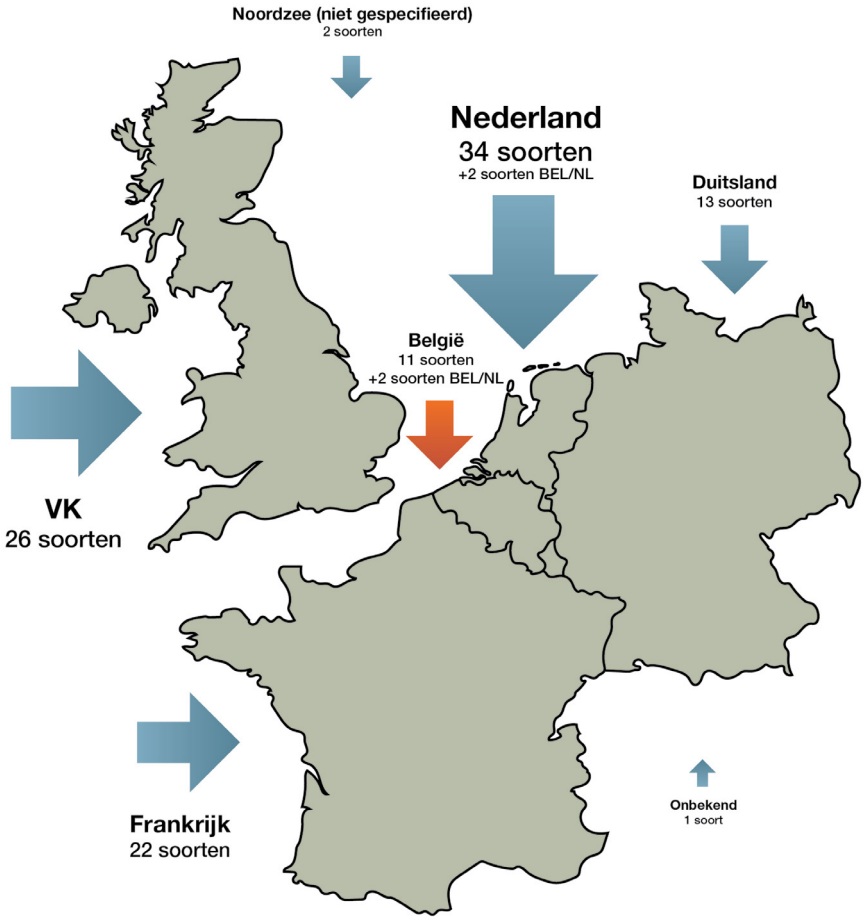


Figuur 3: Het aantal nieuwe geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het studiegebied per decennium (de soorten geïntroduceerd voor 1901 worden samen voorgesteld) ingedeeld naar de mate waarin de soort zich al dan niet heeft weten te vestigen.

buiten het oorsprongsgebied, waarbij voor 10 op 13 soorten transport via ballastwater en voor 7 op 13 aangroei op de romp als potentiële vectoren naar voren worden geschoven. Een mogelijke import via aquacultuuractiviteiten is van toepassing op 3 van de 13 soorten, en opzettelijke uitzetting op 1 organisme. Naast de primaire introducties speelden havens en aquacultuuractiviteiten ook een voorname rol op het niveau van de secundaire verspreiding van GNIS. Zo kwamen 88% van de in (of nabij) België voorkomende GNIS immers eerst in één van de buurlanden voor: 31% werd eerst gesignaleerd in Nederland, 23% in het Verenigd Koninkrijk, 20% in Frankrijk, 12% in Duitsland, 2% in de Noordzeeregio (niet verder gespecifieerd) en voor 1% geldt dat er onzekerheid bestaat over de locatie van de eerste introductie in West-Europa (**figuur 4**).

Zoals hierboven geschetst is het algemeen gekend dat de internationale scheepvaart wereldwijd een voorname rol speelt in de onopzettelijke verspreiding van organismen buiten hun oorsprongsgebied. Het gegeven dat de Vlaamse zeehavens zich ter hoogte van één van de drukst bevaren maritieme scheepvaartroutes bevinden verhoogt dan ook het risico op nieuwe introducties via maritiem transport. De sterke toename in het aantal GNIS vanaf de jaren 1990 zou op het eerste zicht verband kunnen houden met de stijging in de

scheepvaarttrafiek naar de Vlaamse zeehavens, die op het vlak van de goederenoverslag (tonnage) in 2019 tweemaal hoger ligt dan in 1990 en bijna verdriedubbeld is ten opzicht van 1980 [2]. Echter, het aantal scheepvaartbewegingen kende in dezelfde periode (1980-2019) een afname van -15%, waardoor de toenemende goederenoverslag het resultaat is van steeds groter wordende zeeschepen. Wel kende het 'intercontinentaal' karakter van de scheepvaart (bv. in de haven van Antwerpen) een sterke toename vanaf 1990, waarbij het maritiem transport van en naar Azië (in volume) verzevenvoudigde in de laatste drie decennia en het goederentransport met Amerika en Afrika verdubbelde [3]. Deze zeeschepen doen vaak meerdere Atlantische/Noordzee-havens aan en kunnen op deze wijze bijdragen aan zowel de primaire als secundaire introductie van nieuwe soorten.



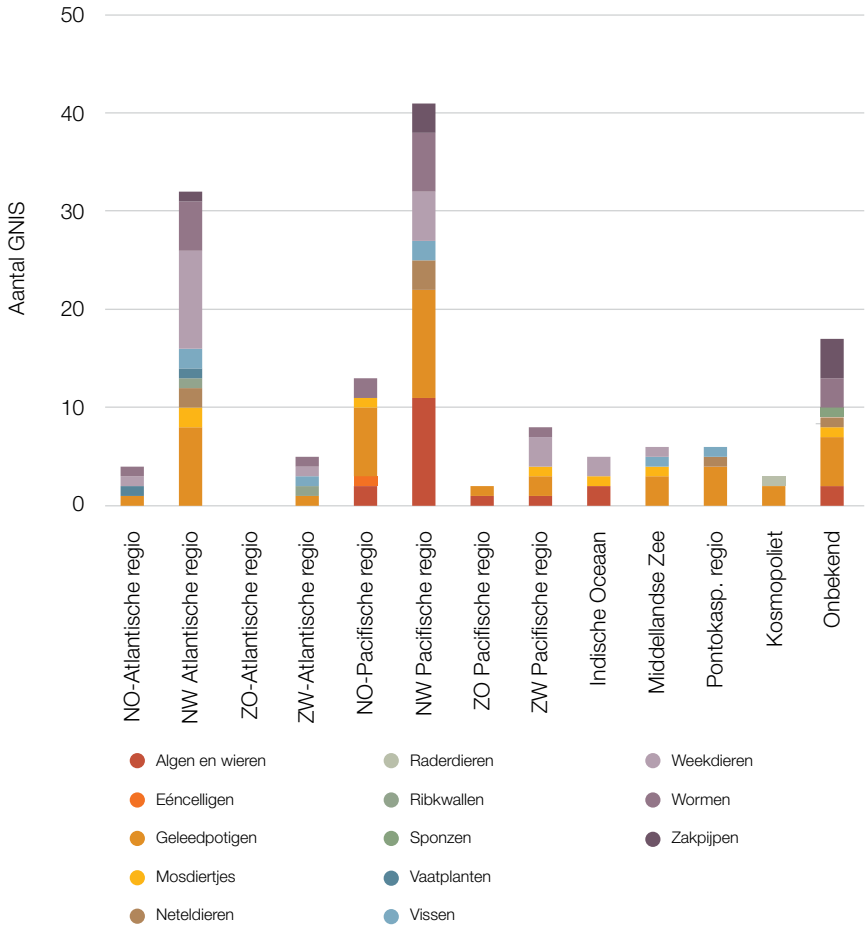
Figuur 4: Visualisatie van het land van de eerste gedetecteerde aanwezigheid in West-Europa van de in (of nabij) België voorkomende geïntroduceerde niet-inheemse soorten.

Met het Internationaal verdrag voor de controle en het beheer van ballastwater en sedimenten van schepen (Ballastwaterverdrag – BWM-Verdrag) wordt op internationaal niveau beoogt de verspreiding van invasieve GNIS van de ene regio naar de andere te voorkomen door normen en procedures vast te stellen voor het beheer en de controle van het ballastwater en de sedimenten van schepen. Het BWM-verdrag werd in 2004 door de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) aangenomen maar trad pas in werking op 8 september 2017. Het vereiste in een eerste fase (i.e. de 'D-1-norm') dat alle zeegaande schepen uitgerust met ballasttanks en groter dan 400 BT (mits een aantal uitzonderingen) 95% van hun ballastwater ver uit de kust uitwisselden. Sinds 8 september 2024 is de 'D-2-norm' van toepassing. De D-2-norm heeft betrekking op goedgekeurde ballastwaterbehandelingssystemen en stelt de maximale hoeveelheid levensvatbare organismen vast die in zee mogen worden geloosd. Als gevolg hiervan moeten schepen die internationaal varen aquatische organismen en ziekteverwekkers in hun ballastwater verwijderen of neutraliseren voordat ze het op een nieuwe locatie lozen. Gezien de recente inwerkingtreding van de laatste fase is het op heden nog niet mogelijk om de effectiviteit van de maatregel te evalueren. Wel is het zo dat voor 57% van de na 2000 in België aangetroffen mariene GNIS ballastwatertransport wordt beschouwd als een potentiële introductievector. Zo speelde ballastwater na 2000 mogelijks een rol bij de introductie van 5 op de 8 wormen, 12 op 17 geleedpotigen, 3 op 3 vissen, 6 op 8 weekdieren, 1 op 1 ribkwallen en 1 op 1 neteldieren. Voor de wormen geldt dat er een sterke toename in het aantal geïntroduceerde soorten wordt geconstateerd na 2010, evoluerend van 4 soorten pre-2010 tot 13 anno 2024. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat alle wormen die post-2010 voor het eerst werden aangetroffen er een cryptische levenswijze op nahouden of worden gekenmerkt door een moeilijke soortenidentificatie, hetgeen eventuele vroegere introducties niet uitsluit.

Dit brengt ons naadloos over naar een andere mogelijk piste voor de sterke toename in het aantal GNIS na 1990, zijnde de hogere frequentie aan biologische staalnames en de ontwikkeling van monitoringscampagnes op zee, al dan niet in het kader van Europese regelgeving en internationale of regionale verplichtingen. Zo tonen het aantal species-records binnen het Rijk 'Animalia' in GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) voor het studiegebied een stijging sinds de jaren 1970 en een sterk versnelde toename vanaf 1990 (**figuur 2**). Deze data wijzen op een intensievere biologische bemonstering in het studiegebied wat tevens de kansen op het ontdekken van nieuwe soorten verhoogt. Daarnaast kan de implementatie van *environmental DNA* (eDNA)-technieken voor monitoring eveneens nieuwe soorten aan het licht brengen die gekenmerkt worden door een laag abundant of cryptisch voorkomen of een complexe soortenidentificatie (cf. de wormen). Zo kon de potentiële aanwezigheid van de Koreaanse vliesworm *Notocomplana koreana* ter hoogte van Vlissingen (Westerschelde) reeds in 2017 worden gesuggereerd op basis van eDNA-analyses, niettegenstaande het voorkomen van de soort er tot op heden nog niet fysiek kon worden vastgesteld. Wel werd deze platworm drie jaar later aangetroffen in het Veerse Meer en het Grevelingenmeer.

Oorsprongsgebieden

De oorsprongsgebieden van de GNIS in het studiegebied zijn zeer divers. Bepaalde soorten komen in meerdere regio's van nature voor terwijl er bij 13% van de soorten twijfel heerst over het natuurlijk verspreidingsgebied (zgn. cryptogene soorten). Hierdoor is de som van alle soorten over de oorsprongsregio's heen groter dat het werkelijke aantal soorten (**figuur 5**).



Figuur 5: Het aantal geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het studiegebied ingedeeld naar oorsprongsgebied. De som van de verschillende regio's overstijgt het werkelijke aantal soorten omdat bepaalde organismen aan meerdere 'potentiële' oorsprongsgebieden worden gekoppeld.

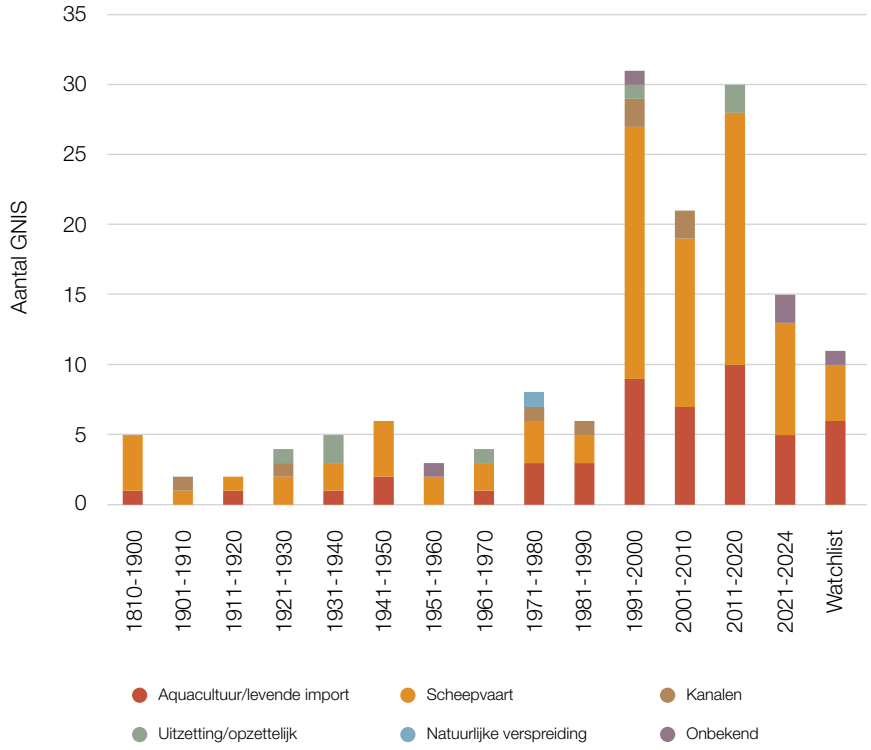
De voornaamste oorsprongsgebieden van de mariene GNIS in (en nabij) België zijn de Noordwest-Pacifische (29%) en Noordwest-Atlantische (23%) regio's, samen goed voor ruim de helft van de mariene GNIS in onze contreien (**figuur 5**). In totaliteit vormt de Pacifische regio het herkomstgebied van 45% van de in België voorkomende mariene GNIS. Het Atlantisch gebied is goed voor 28%, de Middellandse Zee-regio, de Pontokaspische regio en de Indische Oceaan elk voor 4%. Het belang van de verschillende oorsprongsregio's voor de hier voorkomende GNIS varieert afhankelijk van de transportvector. In het geval van aquacultuur als (potentiële) introductievector neemt het belang van het Noordwest-Pacifisch gebied toe tot 45%, terwijl het aandeel van soorten afkomstig uit de Noordwest-Atlantische Oceaan slechts 11% bedraagt. Bij scheepvaart zijn deze percentages respectievelijk 27% en 23%. Wanneer de introducties in verband kunnen worden gebracht met het graven van kanalen blijkt 60% van de soorten afkomstig uit het Pontokaspisch gebied en 30% uit de Middellandse Zee-regio.

Daarnaast tekenen zich tussen de verschillende herkomstgebieden ook duidelijke verschillen af op het niveau van soortengroepen. Daar waar algen en wieren de voornaamste soortengroep vormen afkomstig uit de Noordwest-Pacifisch gebied, goed voor 27% van het aantal introducties uit deze regio (samen met geleedpotigen, eveneens 27%), is er geen enkele in België geïntroduceerde alg of wier die zijn oorsprong kent in de Noorwest-Atlantische Oceaan. Uit deze laatste regio zijn de weekdieren dan weer de voornaamste groep (32%), terwijl die maar 12% uitmaken van de soorten afkomstig uit de Noodwest-Pacifische regio. Over alle regio's heen bekeken zijn het vooral de geleedpotigen die steeds de bovenhand nemen.

Introductiewijzen

Mariene soorten kunnen op tal van verschillende wijzen door menselijk toedoen buiten hun natuurlijk verspreidingsgebied worden gebracht. De veruit voornaamste 'potentiële' introductievectoren voor de GNIS in het studiegebied zijn scheepvaart (83 soorten) – in hoofdzaak via ballastwater (56 soorten) en aangroei op de romp (53 soorten) – en aquacultuur/levende import (49 soorten) (**figuren 6 en 7**). Het aantal gedetecteerde GNIS dat in verband wordt gebracht met deze transportvectoren neemt significant toe sinds de jaren 1990. Daarnaast vonden tevens introducties plaats door de aanleg van kanalen tussen regio's die initieel door fysieke barrières van elkaar gescheiden werden, hetgeen een verdere verspreiding van soorten buiten hun oorsprongsgebied in de hand werkte. GNIS kunnen tevens opzettelijk geïntroduceerd worden door het uitzetten of aanplanten van exoten. Dit was ondermeer het geval bij de gevestigde niet-inheemse vaatplanten in het studiegebied (**figuur 6**).

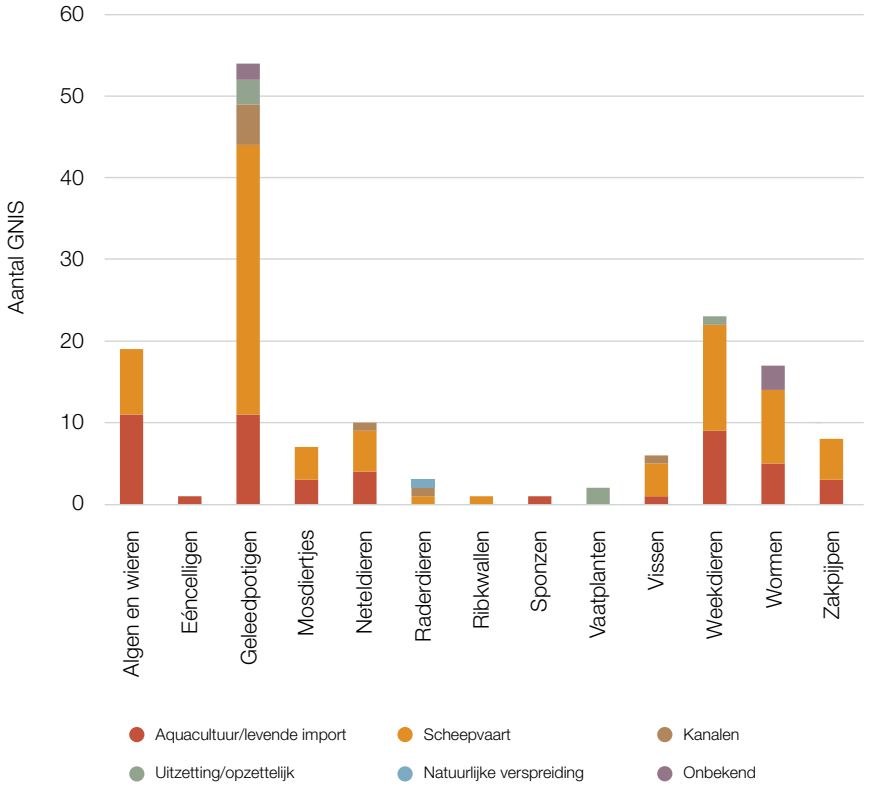
Afhankelijk van het natuurlijk verspreidingsgebied varieert het belang van een bepaalde vector. Zo werden alle exoten afkomstig uit de Pontokaspische regio (Zwarte Zee, Kaspische Zee) geïntroduceerd ten gevolge van het graven van kanalen tussen de Zwarte Zee en West-Europa. Op deze wijze konden organismen zich op natuurlijke wijze via



Figuur 6: Overzicht van de introductiewijzen in functie van de tijd. De som over de verschillende decennia is hoger dan het werkelijk aantal soorten omdat er vaak onzekerheid bestaat over de primaire introductievector of omdat sommige soorten meerdere keren afzonderlijk van elkaar en op verschillende wijzen vanuit het oorsprongsgebied werden geïntroduceerd. Soorten die als contaminant of parasiet werden meegevoerd met organismen voor kweekdoeleinden zijn in deze figuur eveneens opgenomen onder 'aquacultuur/levende import' (voor een gedetailleerd overzicht van potentiële primaire introductiewijzen wordt doorverwezen naar het overzicht op p. 822-826).

geconnecteerde rivieren verder verspreiden in westelijke richting of konden ze meeliften met binnenvaartschepen. Introducties vanuit de Atlantische Oceaan gebeurden op hun beurt hoofdzakelijk via ballastwatertransport, terwijl vanuit de Stille Oceaan naast de scheepvaart ook aquacultuur/levende import een voorname rol heeft gespeeld.

Niettegenstaande de internationale scheepvaarttrafiek de laatste decennia aan belang heeft gewonnen speelde deze vector ook reeds in de 19e eeuw en de eerste helft van de 20e eeuw een belangrijke rol (relatief gezien) in de verspreiding van soorten buiten het oorsprongsgebied (**figuur 6**). Zowel het transport in ballastwater als de aangroei aan scheepsrompen (*hull fouling*) komen reeds lange tijd voor. Het BWM-Verdrag (zie **1.5 Samenvattende situatieschets - Aantal niet-inheemse soorten doorheen de tijd** en **1.6 Beleid en wetgeving**) heeft alvast als doel de verspreiding via ballastwater binnen het kader van het internationaal maritiem transport te reduceren.



Figuur 7: Overzicht van de mogelijke introductiewijzen op hoger soortenniveau. De som van de verschillende soortengroepen is hoger dan het werkelijk aantal soorten omdat er vaak onzekerheid bestaat over de primaire introductievector of omdat sommige soorten meerdere keren afzonderlijk van elkaar en op verschillende wijzen vanuit het oorsprongsgebied werden geïntroduceerd. Soorten die als contaminant of parasiet werden meegevoerd met organismen voor kweekdoeleinden zijn in deze figuur eveneens opgenomen onder 'aquacultuur/levende import' (voor een gedetailleerd overzicht van potentiële primaire introductiewijzen wordt doorverwezen naar het overzicht op p. 822-826).

Referenties

[1] Belgische Staat (2022). Maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren. Natura 2000 en Kaderrichtlijn Mariene Strategie - Art 13. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 111 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=350921]

[2] Merckx, J.-P. (2020). Zeehavens en luchthavens in Vlaanderen. Feiten, statistieken en indicatoren voor 2019. Mobiliteitsraad. 191 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=331218]

[3] Merckx, J.-P. (2020). Persoonlijke mededeling.

1.6 Beleid en wetgeving

Naar schatting komen ongeveer 12.000 niet-inheemse soorten (NIS) voor in Europa, waarvan 10 tot 15% als invasief beschouwd worden. Gezien de potentiële impact van NIS op de ecosystemen en de economie, worden de introductie en de verspreiding van deze NIS reeds enige tijd op supranationaal niveau onder de aandacht gebracht in globale verdragen en akkoorden, in Europese regelgeving alsook in regionale verdragen. Verder zijn ook een reeks specifieke richtlijnen en gedragscodes inzake de aanpak van NIS beschikbaar. Enkele van de belangrijkste wetgevende en beleidsinstrumenten die geldig zijn in het studiegebied zijn de Belgische Wet ter bescherming van het mariene milieu en ter organisatie van de mariene ruimtelijke planning (MMM-Wet, 2022), de Europese Verordening omtrent invasieve NIS (Verordening (EU) nr. 1143/2014), de Europese Kaderrichtlijn mariene strategie (KRMS, 2008/56/EG) en het Ballastwaterverdrag (2004).

Binnen dit hoofdstuk komen verschillende regelgevende en beleidsinstrumenten aan bod die tot doel hebben de schadelijke gevolgen van de (on)opzettelijke introductie van NIS te beperken, door nieuwe introducties zoveel als mogelijk te voorkomen, soorten te bestrijden en uit te roeien waar mogelijk en een beheerkader te voorzien voor wijdverspreide NIS.

Globaal beleidskader

1. Verdrag inzake biologische diversiteit (CBD)

Officiële naam: Convention on biological diversity
Document: 1992
Inwerkingtreding: 1993

Het Verdrag inzake biologische diversiteit is één van de eerste verdragen die de bescherming van biodiversiteit koppelt aan duurzame ontwikkeling. Ze werd onderhandeld tijdens de Wereldtop van Rio de Janeiro in 1992 en heeft drie grote doelstellingen: (1) het behouden en beschermen van biodiversiteit, (2) het duurzaam gebruik van natuurlijke rijkdommen en (3) de billijke verdeling van de voordelen van genetische rijkdommen. NIS komen aan bod in artikel 8, waarbij de conventie stelt dat de ondertekenende partijen, voor zover mogelijk en op passende wijze, de introductie van NIS dienen te voorkomen en NIS die ecosystemen, habitats of soorten bedreigen, dienen te bestrijden of uit te roeien.

De bijeenkomst van de partijen in Nagoya (COP10, oktober 2010) stelde als doelstelling om tegen 2020 de invasieve NIS en hun verspreidingskanalen te identificeren, prioriteiten te stellen in de controle en uitroeiing van prioritiaire soorten en maatregelen te treffen voor het beheer van verspreidingskanalen, zodoende de introductie en de vestiging van NIS te vermijden. Tijdens de COP15 werd het Kunming-Montreal Globaal Biodiversiteitskader (zie verder) aangenomen. Informatie over invasieve NIS in de context van de CBD is beschikbaar via het *Invasive Alien Species Portal*.

2. Kunming-Montreal Globaal Biodiversiteitskader (CBD-COP15)

Officiële naam: Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework
Document: 2022

Het Globaal Biodiversiteitskader van de VN, dat is goedgekeurd tijdens de 15e vergadering van de Conferentie van de Partijen (COP) bij het VN-Verdrag inzake biologische diversiteit (CBD; 22 december 2022), omvat vier doelstellingen en 23 targets die tegen 2030 moeten worden bereikt. Voorts bevat het kader vier langetermijndoelstellingen voor 2050 die verband houden met de Biodiversiteitsvisie 2050. Met betrekking tot NIS heeft 'Target 6' als doel de gevolgen van invasieve NIS voor de biodiversiteit en ecosysteemdiensten te elimineren, te minimaliseren, te verminderen en/of te mitigeren door de routes voor de introductie van NIS in kaart te brengen en te beheren, de introductie en vestiging van prioritaire invasieve NIS te voorkomen, het tempo van introductie en vestiging van andere bekende of potentiële invasieve NIS tegen 2030 met ten minste 50% te verlagen, en invasieve NIS met name op prioritaire locaties, zoals eilanden, uit te roeien of onder controle te houden.

3. Verdrag inzake migrerende wilde diersoorten (Verdrag van Bonn - CMS)

Officiële naam: Convention on the conservation of migratory species of wild animals (Bonn Convention)
Document: 1979
Inwerkingtreding: 1983

Het Verdrag van Bonn is gericht op de bescherming van migrerende terrestrische en mariene soorten en vogels in hun hele verspreidingsgebied.

Artikel III.4c stelt dat de partijen zich ertoe verbinden een strikte controle uit te voeren op de introductie van, of het terugdringen of uitroeien van reeds geïntroduceerde NIS die de doelsoorten opgenomen in de bijlage I (i.e. met uitsterven bedreigde migrerende soorten) van dit verdrag op hun grondgebied dreigen in gevaar te brengen. Migrerende soorten waarvoor een internationale samenwerking wenselijk of noodzakelijk is, zijn opgenomen in bijlage II van het verdrag. NIS die de trekkende soorten zoals opgenomen in bijlage II van de CMS in gevaar kunnen brengen, kunnen volgens het CMS aan controle worden onderworpen. Artikel V.5 bepaalt dat de lidstaten in overeenkomst met de bepalingen van bijlage II moeten voorzien in het behouden en waar nodig en mogelijk, herstellen van de habitats van belang in het behoud van een gunstige staat van instandhouding, en het beschermen van deze habitats tegen verstoringen, waaronder een strikte controle van de introductie van, of controle van reeds geïntroduceerde, exotische soorten die schadelijk zijn voor de trekkende soorten.

4. Verdrag inzake internationale handel in bedreigde soorten (CITES)

Officiële naam: Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora
Document: 1973
Inwerkingtreding: 1975

Het CITES-Verdrag regelt de handel in bedreigde dieren en planten, evenals daarvan afgeleide producten. De soorten die onder het verdrag vallen worden opgelijst in drie bijlagen, afhankelijk van de soort-specifieke beschermingsgraad.

Bijlage I lijst bedreigde dieren en planten op die direct met uitsterven bedreigd zijn (bv. walvissen, dolfijnen, bepaalde orchideeënsoorten, etc.) en waarvoor geen handel toegestaan wordt. Bijlage II bevat soorten die niet noodzakelijkerwijs met uitsterven worden bedreigd, maar waarin de handel moet worden gecontroleerd (CITES-vergunning voor in- en uitvoer) om te voorkomen dat het voortbestaan van de soort in gevaar wordt gebracht. Bijlage III bevat alle dieren en planten die in minstens één land worden beschermd en waarvoor bilaterale handelsakkoorden bestaan. Relevant voor de problematiek van NIS is Artikel XIV.1b, dat de partijen toelaat nationale maatregelen vast te leggen die de handel

in, de vangst, het bezit of het vervoer van soorten die niet in de bijlage zijn opgenomen, beperken of verbieden.

5. Internationaal verdrag voor de controle en het beheer van ballastwater en sedimenten van schepen (BWM-Verdrag)

Officiële naam: International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments
Document: 2004
Inwerkingtreding: 2017

Het BWM-Verdrag werd in 2004 aangenomen door de Internationale Maritieme Organisatie (IMO). Het verdrag heeft tot doel de verspreiding van invasieve aquatische organismen van de ene regio naar de andere te voorkomen door normen en procedures vast te stellen voor het beheer en de controle van het ballastwater en de sedimenten van schepen. Daarom eist het BWM-Verdrag dat alle schepen binnen het kader van de internationale scheepvaart hun ballastwater en sedimenten volgens een bepaalde norm beheren, volgens een scheepsspecifiek ballastwater- en sedimentbeheersplan. Alle schepen dienen tevens een ballastwaterrecordboek en een internationaal ballastwaterbeheerscertificaat aan boord te hebben.

Andere relevante internationale initiatieven die zich buigen over de rol van de scheepvaart als vector voor de introductie van NIS zijn de ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*) werkgroepen voor het bestuderen van biologische invasies en NIS: de ICES/IOC/IMO *Working Group on Ballast and Other Ship Vectors* (WGBOSV) en de *Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms* (WGITMO). In 2005 publiceerde ICES een nieuwe versie van de '*Code of Practice*' (goede praktijken) uit 1995 over de introductie en de transfer van mariene organismen.

6. VN-Zeerechtenverdrag (UNCLOS)

Officiële naam: United Nations convention on the law of the sea
Document: 1982
Inwerkingtreding: 1994

UNCLOS verplicht de lidstaten het mariene milieu in de zeegebieden onder hun rechtsbevoegdheid te beschermen en te vrijwaren van 'significante en schadelijke wijzigingen' als gevolg van de (on)opzettelijke introductie van NIS. Artikel 196.1 van het verdrag stelt dat Staten alle noodzakelijke maatregelen moeten treffen voor de reductie, preventie en controle van vervuiling van het mariene milieu als resultaat van het gebruik van technologieën of de (on)opzettelijke introductie van nieuwe of NIS in bepaalde delen van het mariene milieu, dewelke daar schadelijke gevolgen kunnen veroorzaken.

7. Verdrag inzake het recht betreffende het gebruik van internationale waterlopen anders dan voor scheepvaart

Officiële naam: Convention on the law of non-navigational uses of international watercourses
Document: 1997
Inwerkingtreding: 2014

Op basis van Artikel 22 van het verdrag dienen alle lidstaten te voorzien in het treffen van alle noodzakelijke maatregelen ter preventie van de introductie van niet-inheemse of nieuwe soorten die significante negatieve effecten kunnen veroorzaken in het ecosysteem van de waterlopen, en als gevolg hiervan schade berokkenen aan een andere Staat.

8. Overeenkomst inzake watergebieden van internationale betekenis (Ramsar Conventie)

Officiële naam: Ramsar convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat
Document: 1971
Inwerkingtreding: 1975

De Ramsar Conventie beoogt het behoud en het rationeel gebruik van alle watergebieden door lokale, regionale en nationale acties en internationale samenwerking, als bijdrage tot een duurzame ontwikkeling. In de Ramsar Conventie worden invasieve soorten geïdentificeerd als één van de bedreigingen voor watergebieden.

9. Internationaal verdrag voor de bescherming van plantensoorten (IPPC)

Officiële naam: International plant protection convention
Document: 1951
Inwerkingtreding: 1952

De IPCC focust op fytosanitaire afspraken, incl. plagen van wieren en de indirecte gevolgen ervan. Teneinde de introductie en/of verspreiding van gereguleerde ziekten op hun grondgebied te voorkomen, stelt het verdrag dat de Partijen soevereine rechten mogen laten gelden om, in overeenstemming met de toepasselijke internationale overeenkomsten, de invoer van planten en plantaardige producten en andere – door dit verdrag behandelde – artikelen te reguleren. Aansluitend met dit verdrag dient tevens het Akkoord met betrekking tot Sanitaire en Fytosanitaire Maatregelen (*Agreement on the Application of Sanitary and Phytosanitary Measures* - SPS, 1994, inwerkingtreding 1995) vermeld te worden. Hoewel dit akkoord niet specifiek gericht is op NIS, zijn vele plagen van oorsprong niet-inheems.

Europees beleidskader

1. Vogelrichtlijn

De EU Vogelrichtlijn (2009/147/EG) inzake het behoud van de vogelstand (afgesloten en van kracht sinds 1979) biedt een kader voor het behoud en beheer van wilde vogelpopulaties in Europa, en algemene richtlijnen met betrekking tot niet-inheemse vogelsoorten. Artikel 11 van de richtlijn bepaalt dat lidstaten erover moeten waken dat de introductie van niet-inheemse vogelsoorten geen negatieve effecten met zich meebrengt voor de lokale fauna en flora.

2. Habitatrichtlijn

De EU Habitatrichtlijn (92/43/EEC) inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna streeft het behoud van de biodiversiteit in de lidstaten na, door middel van een gemeenschappelijk kader voor het behoud van wilde flora en fauna en habitats van gemeenschappelijke belang voor de EU. De richtlijn richt een ecologisch netwerk in van beschermde gebieden, gekend als het 'Natura 2000'-netwerk. De Habitatrichtlijn maakt deel uit van de uitvoering van het Verdrag inzake biologische diversiteit (CBD) op Europees niveau. Artikel 22b bepaalt dat lidstaten de opzettelijke introductie van NIS in het wild op dergelijke wijze moeten inperken zodat er geen negatieve gevolgen zijn voor de natuurlijke habitats en hun fauna en flora, en dat – indien nodig – dergelijke introducties verboden dienen te worden.

3. CITES-Verordening

De Verordening (EG) nr. 338/97 inzake de bescherming van in het wild levende dier- en plantensoorten door controle op het desbetreffende handelsverkeer vormt de vertaling van het CITES-Verdrag (Overeenkomst inzake de internationale handel in bedreigde in het wild levende dier- en plantensoorten) naar Europese wetgeving. Deze verordening werd in 2003 gewijzigd door Verordening (EC) nr. 1497/2003. CITES is als regelgeving echter beperkt tot de opzettelijke introducties gezien het gebaseerd is op een systeem met toestemming. In Artikel 4.6d van Verordening (EG) nr. 338/97 wordt expliciet vermeldt dat Europa beperkingen kan opleggen aan de landen van herkomst voor soorten waarvan aangetoond werd dat ze een bedreiging inhouden voor de inheemse fauna en flora. De soortenlijst in de annex wordt frequent geactualiseerd.

4. Kaderrichtlijn mariene strategie

Richtlijn 2008/56/EG tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het beleid ten aanzien van het mariene milieu (Kaderrichtlijn mariene strategie - KRMS) is de milieupijler van het geïntegreerd maritiem beleid (GMB; COM (2007) 575) van de Europese Unie. De KRMS beoogt het behalen van de goede milieutoestand (GMT) van de Europese mariene wateren tegen 2020 en de bescherming van de hulpbronnen waarvan economische en sociale activiteiten afhankelijk zijn. De GMT wordt in Artikel 9 van deze richtlijn omschreven op basis van 11 descriptoren waarvoor de lidstaten indicatoren met daaraan gekoppelde milieudoelen moeten uitwerken. NIS worden specifiek behandeld door descriptor 2: 'NIS geïntroduceerd door menselijke activiteiten bevinden zich op een niveau dat niet schadelijk is voor het milieu' (zie ook Olenin *et al*. 2010). De criteriumelementen en methodologische standaarden worden beschreven in het Besluit (EU) 2017/848. De nationale (Belgische) maatregelen en monitoringsactiviteiten met betrekking tot descriptor 2 worden beschreven in respectievelijk het Maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren (2022) en het Geactualiseerd monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren (2020) (voor meer info, zie **1.2 Geïntroduceerde niet-inheemse mariene soorten: impact en overkoepelende beleidsaanpak**).

5. Verordening (EG) nr. 708/2007

Verordening (EG) nr. 708/2007 met betrekking tot het gebruik van niet-inheemse of lokaal niet-aanwezige soorten in de aquacultuur heeft als doel de mogelijke impact van deze soorten (en in hetzelfde ecosysteem levende niet-doelsoorten) op de aquatische habitats te evalueren en tot een minimum te beperken. De verordening voorziet in een vergunningssysteem voor de verplaatsing van NIS (introductie) of plaatselijk niet-voorkomende soorten (translocatie) voor gebruik in de aquacultuur binnen de EU. Verplaatsingen van deze soorten die in gesloten aquacultuurvoorzieningen worden gehouden, kunnen worden vrijgesteld van de verplichting om een vergunning te verkrijgen op voorwaarde dat zij onder dusdanige omstandigheden worden vervoerd dat zij zich niet in het milieu kunnen verspreiden. Daarnaast wordt een onderscheid gemaakt tussen routinematige en niet-routinematige verplaatsingen. Routinematige verplaatsingen hebben betrekking op organismen die geen risico's inhouden voor het milieu, waarbij de bevoegde autoriteit een vergunning kan afleveren waarop in voorkomend geval wordt vermeld of er een quarantaine moet plaatsvinden of een proefuitzetting. Bij niet-routinematige verplaatsingen dient er een milieurisicobeoordeling te worden verricht. Indien de risico's groot of middelmatig worden geacht, dienen de aanvrager en de betrokken overheid te onderzoeken of er risicobeperkende procedures of technologieën beschikbaar zijn waardoor het risico laag kan worden gehouden. Als het risiconiveau is teruggebracht naar een gering niveau, kan de bevoegde autoriteit een vergunning afgeven waarin vereisten kunnen worden vermeld met betrekking tot quarantaine, proefuitzetting of toezicht.

6. IUS-Verordening

De Verordening (EU) nr. 1143/2014 betreffende de preventie en beheersing van de introductie en verspreiding van invasieve uitheemse soorten (IUS-Verordening) gaat uit van een hiërarchische aanpak op drie niveaus (preventie; vroegtijdige detectie en snelle uitroeiing; beheer van de wijdverspreide invasieve soorten) en is van toepassing op zowel terrestrische, aquatische als mariene soorten. Deze verordening voorziet zo in een tenuitvoerlegging van 'Target 6' van het Kunming-Montreal Globaal Biodiversiteitskader (zie **Globale beleidscontext**) en de 9e verbintenis van de EU-Biodiversiteitsstrategie voor 2030 (zie verder) die een daling van 50% wil bewerkstelligen in het aantal soorten van de Rode Lijst dat door invasieve NIS wordt bedreigd.

In het kader van deze verordening wordt een Unielijst van prioritaire soorten opgesteld. Voor deze soorten gelden beperkingen op het houden, importeren, verkopen, kweken en telen. De lidstaten moeten maatregelen nemen op het gebied van de introductievectoren, actie ondernemen voor de vroegtijdige opsporing en snelle uitroeiing van deze soorten, en soorten beheren die reeds wijdverspreid voorkomen op hun grondgebied. De eerste Unielijst werd in 2016 gepubliceerd. De lijst werd geactualiseerd in 2017, 2019 en 2022. Op heden (anno 2024) is de vierde herziening van de lijst lopende.

De uitvoering van deze verordening op nationaal niveau betreft een bevoegheidsoverschrijdende kwestie (federale en gewestelijke overheden) dat wordt geregeld via het IUS-Samenwerkingsakkoord (zie **Nationaal beleidskader**). In dit verband werden in België drie entiteiten opgericht:

- De Wetenschappelijke Raad voor IAS (*invasive alien species*), bestaande uit wetenschappelijke deskundigen die advies uitbrengen aan het Nationaal Comité voor IAS;
- Het Nationaal Comité voor IAS, bestaande uit besluitvormers die het standpunt van België over de Unielijst en de actualisering ervan ontwikkelen en overnemen (het standpunt van België wordt vervolgens binnen het EU-Comité voor IAS gedeeld met de andere lidstaten);
- Het Nationaal Wetenschappelijk Secretariaat voor IAS, dat de Wetenschappelijke Raad ondersteunt bij het beantwoorden van vragen van het Nationaal Comité voor IAS. Het secretariaat stond tevens in voor de publicatie van de Unielijstsoorten die van belang zijn voor België.

7. EU-Biodiversiteitsstrategie voor 2030

Officiële naam: EU Biodiversity strategy for 2030
Document: 2020

De EU-Biodiversiteitsstrategie voor 2030 (COM (2020) 380) bevat specifieke verbintenissen en acties die tegen 2030 moeten worden uitgevoerd. Deze omvatten o.a. het opzetten van een groter EU-breed netwerk van beschermde gebieden op land en op zee, de opmaak van een EU-plan voor natuurherstel en maatregelen om de globale achteruitgang in biodiversiteit aan te pakken. De Biodiversiteitsstrategie erkent de problematiek rond invasieve NIS en stelt als doel de gevestigde invasieve NIS te beheren en het aantal soorten van de Rode Lijst die zij bedreigen met 50% te verminderen.

8. Verordening Natuurherstel

De Verordening (EU) 2024/1991 inzake natuurherstel en tot wijziging van Verordening (EU) 2022/869 omvat herstelmaatregelen die ervoor moeten zorgen dat in 2030 ten minste 20% van de land- en zeegebieden van de EU hersteld is, en in 2050 alle aangetaste ecosystemen. De verordening erkent de negatieve impact van invasieve NIS op de inheemse fauna en flora. Een aantal mogelijke herstelmaatregelen worden opgelijst in bijlage VII (aansluitend bij Artikel 14.16), waaronder het verwijderen en beheersen van invasieve NIS en het voorkomen of tot een minimum beperken van nieuwe introducties.

Regionaal beleidskader

1. Verdrag inzake behoud van Europese wilde soorten en habitats (Bern Conventie)

Officiële naam: Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats (Bern Convention)
Document: 1979
Inwerkingtreding: 1982

De Bern Conventie is een internationaal juridisch instrument inzake natuurbehoud, met bindende kracht voor de partijen en heeft als doel de wilde fauna en flora en hun natuurlijke habitats in Europa te beschermen. Verder beoogt de conventie binnen dit kader een goede samenwerking tussen Europese landen tot stand te brengen. In Artikel 11.2b verbinden de verdragspartijen zich ertoe de introductie van NIS strikt te controleren. Meerdere uit dit verdrag voortkomende aanbevelingen (cf. Artikel 14) hebben betrekking op de preventie, mitigatie en uitroeiing van invasieve NIS (inclusief doorvertaling van Europese regelgeving).

2. Akkoord inzake het behoud van Afrikaans-Euraziatische migrerende watervogels (AEWA)

Officiële naam: Agreement on the conservation of African-Eurasian migratory waterbirds
Document: 1995
Inwerkingtreding: 1999

Het AEWA-Akkoord stelt dat de partijen gecoördineerde maatregelen moeten nemen om de migrerende watervogelsoorten in een gunstige staat van instandhouding te houden of om ze in een dergelijke staat te herstellen, met speciale aandacht voor bedreigde soorten en deze met een ongunstige staat van instandhouding. In de Artikels 3 en 4 worden respectievelijk de maatregelen en acties (cf. Annex 3 - Acieplan) voorgeschreven die de verdragspartijen binnen de grenzen van hun nationale jurisdictie dienen toe te passen. Deze omvatten ondermeer het verbieden van opzettelijke introducties van NIS en het nemen van alle passende maatregelen om de onopzettelijke vrijlating van dergelijke soorten te voorkomen als deze introductie de instandhoudingsstatus van wilde flora en fauna kan schaden. Indien NIS al zijn geïntroduceerd, dienen de verdragspartijen alle passende maatregelen te nemen om te voorkomen dat deze soorten een potentiële bedreiging vormen voor de in tabel 1 bij dit Akkoord opgelijste soorten.

3. Verdrag voor de bescherming van het mariene milieu in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (OSPAR)

Officiële naam: Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic
Document: 1992
Inwerkingtreding: 1998

Het OSPAR-Verdrag vormt een overkoepelend juridisch kader voor de bescherming van het mariene milieu in de Noordoost-Atlantische Oceaan (inclusief de Noordzee), waarbij 15 nationale overheden en de EU samenwerken. Het verdrag bevat algemene bepalingen inzake de bescherming van het mariene milieu tegen een aantal specifieke bronnen van verontreiniging, zoals verontreiniging vanaf het land, door storting of verbranding en door offshore activiteiten. Daarnaast maken ook de afspraken betreffende de evaluatie van de kwaliteit van het mariene milieu (bv. OSPAR QSR 2023) en de bescherming en het behoud van ecosystemen en biologische diversiteit deel uit van het OSPAR-Verdrag.

De OSPAR Strategie (2010) stelt onder meer als doel zich in te spannen om de introductie van NIS door menselijke activiteiten te beperken tot een niveau dat het ecosysteem niet nadelig beïnvloedt. In 2018 werden de OSPAR CEMP-richtlijnen (*Coordinated Environmental Monitoring Programme*) inzake de voorkomens van NIS opgesteld (NIS3). Omdat de biodiversiteitsindicatoren binnen OSPAR zich nog in een vroeg implementatiestadium bevinden wordt verwacht dat de gedocumenteerde methoden en benaderingen binnen de CEMP-richtlijnen nog zullen evolueren.

De partijstaten werken o.a. samen voor een geharmoniseerde tenuitvoerlegging van het Ballastwaterverdrag (BWM-Verdrag, zie **Globaal beleidskader**) teneinde de introductie van NIS te verhinderen. Zo werden door OSPAR en HELCOM reeds in 2013 gezamenlijke richtlijnen ontwikkeld – voorafgaand aan de inwerkingtreding van het BWM-Verdrag – om erop toe te zien dat vrijstellingen op basis van Regeling A-4 uit het BWM-Verdrag worden verleend op dergelijke wijze zodat schade aan het milieu, de menselijke gezondheid, eigendommen of hulpbronnen wordt voorkomen.

4. Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het Baltische Zeegebied (HELCOM)

Officiële naam: Convention on the protection of the marine environment of the Baltic
Document: 1992
Inwerkingtreding: 2000

De verdragspartijen zijn afzonderlijk of gezamenlijk overeengekomen alle passende wettelijke, bestuursrechtelijke of andere relevante maatregelen te nemen om verontreiniging te voorkomen en te beëindigen teneinde het ecologisch herstel van de Baltische Zee-regio en het behoud van het ecologisch evenwicht te bevorderen. De partijstaten werken o.a. samen voor een geharmoniseerde tenuitvoerlegging van het Ballastwaterverdrag (BWM-Verdrag, zie **Globaal beleidskader**) teneinde de introductie van NIS te verhinderen. Zo werden door HELCOM en OSPAR reeds in 2013 gezamenlijke richtlijnen ontwikkeld – voorafgaand aan de inwerkingtreding van het BWM-Verdrag – om erop toe te zien dat vrijstellingen op basis van de Regeling A-4 uit het BWM-Verdrag worden verleend op dergelijke wijze zodat schade aan het milieu, de menselijke gezondheid, eigendommen of hulpbronnen wordt voorkomen.

De *Baltic Sea Alien Species Database*, nu onderdeel van het geïntegreerd informatiesysteem AquaNIS (*Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species*), geeft een overzicht van de niet-inheemse en cryptogene soorten uit de Baltische Zee.

Nationaal beleidskader

1. MMM-wet

In België is het door de wet van 11 december 2022 ter bescherming van het mariene milieu en ter organisatie van de mariene ruimtelijke planning in de Belgische zeegebieden (Wet Mariene Milieu of MMM-wet) verboden om opzettelijk NIS te introduceren in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België zonder een hiertoe bekomen vergunning (Artikel 15). Deze vergunning kan maar worden verleend na onderzoek van de gevolgen van de introductie in het marien milieu van de bedoelde organismen op de inheemse biota en levensgemeenschappen en de verspreidingsrisico's in aangrenzende gebieden. De introductie mag geen invloed hebben op de plaatselijke biota. Een vergunning kan slechts verleend worden in overeenstemming met de IUS-Verordening (EU) nr. 1143/2014 (zie **Europees beleidskader**). Deze wet voorziet erin dat nationale maatregelen betreffende invasieve NIS steeds genomen dienen te worden overeenkomstig het IUS-Samenwerkingsakkoord (zie verder).

2. Mariene soorten besluit

Het koninklijk besluit van 21 december 2001 betreffende de soortenbescherming in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België onderwerpt elke introductie van uitheemse organismen of translocatie van plaatselijk niet-voorkomende soorten aan een vergunning (Hoofdstuk VII, Artikels 13-17).

3. KRMS-besluit

Het koninklijk besluit van 23 juni 2010 betreffende de mariene strategie voor de Belgische zeegebieden voorziet in de nationale doorvertaling van de Europese Kaderrichtlijn mariene strategie (KRMS, 2008/56/EG). De KRMS beoogt het behalen van de goede milieutoestand (GMT) van de Europese mariene wateren tegen 2020 en de bescherming van de hulpbronnen waarvan economische en sociale activiteiten afhankelijk zijn. Deze regelgeving stelt dat de antropogene introductie van NIS zich op een niveau dient te bevinden dat niet schadelijk is voor het milieu (zie ook Olenin *et al*. 2010). De nationale maatregelen en monitoringsactiviteiten met betrekking tot descriptor 2 worden beschreven in respectievelijk het Maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren (2022) en het Geactualiseerd monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren (2020) (voor meer info, zie **1.2 Geïntroduceerde niet-inheemse mariene soorten: impact en overkoepelende beleidsaanpak**).

4. IUS-Samenwerkingsakkoord

Het samenwerkingsakkoord van 30 januari 2019 tussen de Federale Staat, de Gemeenschappen en de Gewesten betreffende de preventie en beheersing van de introductie en verspreiding van invasieve uitheemse soorten trad in werking op 16 juli 2020 (i.e. instemmingswet van 16 juni 2019) en dient een correcte tenuitvoerlegging van de IUS-Verordening (EU) nr. 1143/2014 (zie **Europees beleidskader**) te verzekeren. De meeste bepalingen van de IUS-Verordening vereisen samenwerking en coördinatie tussen verschillende federale en gewestelijke overheden.

Verder is het van essentieel belang om een wetenschappelijke visie van de problematiek op Belgisch niveau te garanderen met het oog op het voeren van een coherent beleid inzake invasieve NIS. Om aan bovenstaande doelstellingen te beantwoorden voorziet dit samenwerkingsakkoord in de oprichting van een Nationaal Comité, een Nationale Wetenschappelijke Raad en een Nationaal Secretariaat voor de invasieve uitheemse soorten.

5. Koninklijk besluit van 8 november 2007

Het koninklijk besluit van 8 november 2007 betreffende de preventie en het herstel van milieuschade tengevolge van het vervoer over de weg, per spoor, over de binnenwateren of in de lucht van: uitheemse plantensoorten evenals van uitheemse diersoorten en hun krengen, naar aanleiding van de in-, de uit- en de doorvoer ervan; alsook van afvalstoffen bij hun doorvoer, is enkel van toepassing op de onmiddellijke dreiging van milieuschade en op de milieuschade die zich heeft voorgedaan, veroorzaakt door één van de beroepsactiviteiten vermeld in de titel. De uitzonderingen die geen toepassing van deze regelgeving vereisen worden opgelijst in Artikel 4.

6. Koninklijk besluit van 17 november 2016

Het koninklijk besluit van 17 november 2016 tot vaststelling van de procedure en de voorwaarden voor het verlenen, opschorten of intrekken van een invoer-, uitvoer- of doorvoervergunning van voor de Europese Unie zorgwekkende invasieve uitheemse soorten vormt de nationale doorvertaling van de Artikels 8 en 9 van de IUS-Verordening (EU) nr. 1143/2014.

Gedragscodes en richtlijnen

1. Europese richtlijnen voor beschermde gebieden en invasieve uitheemse soorten

Officiële naam: European guidelines on protected areas and invasive alien species
Document: 2014

Deze richtlijnen, gericht aan beleidsmakers en beheerders, hebben als doel de belangrijkste beginselen te duiden die voor de beschermde gebieden moeten worden vastgesteld om de dreiging van invasieve soorten op lokaal, nationaal en supranationaal niveau te voorkomen en te beheersen. De richtsnoeren geven ook concrete voorbeelden van 'beste praktijken' voor de preventie en het beheer van invasieve soorten in beschermde gebieden. Verder wordt ook het belang van een verhoogd bewust, dataverzameling, informatiedoorstroming (inclusief *data sharing*) en monitoring aangekaart met het oog op een snelle reactie bij nieuwe invasies.

2. ICES-richtlijnen inzake de introductie en transfer van mariene organismen

Officiële naam: ICES code of practice on the introduction and transfer of marine organisms
Document: 2005

Deze richtlijnen voorzien in aanbevolen procedures en praktijken om de risico's van schadelijke effecten door de opzettelijke introductie en verplaatsing van mariene (inclusief brakke) organismen te verminderen. De richtlijnen omvatten aanbevelingen die betrekking hebben op een implementatiestrategie en de stappen die moeten worden doorlopen voordat een nieuwe soort (inclusief genetisch gemodificeerde en polyploïde organismen) wordt geïntroduceerd. Er werden ook procedures opgesteld met het oog op de processen die gevolgd moeten worden nadat werd beslist om over te gaan tot introductie, evenals worden aanbevelingen geformuleerd voor het beleid voor lopende introducties of verplaatsingen die een vast onderdeel van de commerciële praktijk vormen.

ICES richtte twee werkgroepen op voor het bestuderen van biologische invasies en NIS: de ICES/IOC/IMO *Working Group on Ballast and Other Ship Vectors* (WGBOSV) en de *Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms* (WGITMO).

3. FAO Gedragscode voor een verantwoorde visserij

Officiële naam: FAO Code of conduct for responsible fisheries
Document: 1995

De code bevat beginselen en internationale gedragsnormen voor verantwoorde praktijken met het oog op de effectieve instandhouding, het beheer en de ontwikkeling van levende aquatische hulpbronnen, met inachtneming van het ecosysteem en de biodiversiteit. De code stelt dat staten met de buurlanden dienen te overleggen voordat NIS in grensoverschrijdende ecosystemen worden geïntroduceerd (Artikel 9.2.3). Tevens dient getracht te worden om de schadelijke gevolgen van de introductie van NIS of genetisch gewijzigde bestanden die worden gebruikt voor de aquacultuur, met inbegrip van de kweekvisserij, in wateren tot een minimum te beperken, vooral wanneer er een aanzienlijk risico bestaat voor verdere verspeiding. De staten moeten, waar mogelijk, maatregelen bevorderen om nadelige genetische, ziekte- en andere effecten van ontsnapte gekweekte vis op wilde bestanden, tot een minimum te beperken (Artikel 9.3.1).

4. IUCN-richtlijnen inzake preventie van het verlies aan biodiversiteit als gevolg van invasieve niet-inheemse soorten

Officiële naam: IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species
Document: 2000

Deze richtlijnen hebben als doel de lokale, nationale en regionale overheden en beheersorganen bij te staan bij de uitvoering van Artikel 8h van het Verdrag inzake biologische diversiteit (CBD, zie **Globaal beleidskader**), dat als doel stelt de introductie van NIS te voorkomen en NIS die ecosystemen, habitats of soorten bedreigen te beheren of uit te roeiien. De IUCN-richtlijnen zijn gebaseerd op het voorzorgsbeginsel en op wat nodig is om biodiversiteitsverlies (inheems) door invasieve NIS te voorkomen. Verder wil de IUCN op deze wijze bijdragen tot de ontwikkeling van strategieën, regelgeving en praktische maatregelen op internationaal, regionaal, nationaal en lokaal niveau (o.a. CBD, GISP, CITES, WTO, etc.) en wil men een verhoogd bewustzijn creëren rond de problematiek van invasieve NIS bij alle belanghebbenden. De richtlijnen werden uitgewerkt door de *Invasive Species Specialist Group*.

5. IUCN-richtlijnen voor herintroducties en andere conservatie-translocaties

Officiële naam: IUCN guidelines for reintroductions and other conservation translocations
Document: 2013

Deze richtlijnen vormen een antwoord op de huidige versnelde ecologische veranderingen. Zo is er globaal sprake van een toenemende druk op de biodiversiteit als gevolg van habitatverlies, biologische invasies en klimaatverandering. Deze laatste is een voorname trigger achter het voorstel om organismen opzettelijk buiten hun inheemse verspreidingsgebied te introduceren, een oefening met grotere risico's dan een versterking of herintroductie. Hoewel een dergelijke 'geassisteerde kolonisatie' controversieel is, wordt verwacht dat het in de toekomst steeds meer zal worden toegepast met het oog op het behoud van de biodiversiteit. De IUCN-richtlijnen benadrukken de noodzaak om alternatieven voor translocaties te overwegen, wijzen op hiaten in ecologische kennis en benadrukken de risico's (potentieel invasief karakter) verbonden aan opzettelijke translocaties.

6. Richtlijnen voor het beheer van invasieve soorten op eilanden

Officiële naam: Guidelines for invasive species planning and management on islands
Document: 2018

Het doel van dit document is om verantwoordelijken te helpen bij de planning en het beheer van invasieve NIS op eilanden, met als doel de negatieve effecten van invasieve NIS op het rijke en kwetsbare natuurlijke erfgoed, de gemeenschappen en de bestaansmiddelen van de eilanden te verminderen.

7. Richtlijnen voor de controle en het beheer van biofouling op schepen om de verspreiding van invasieve aquatische soorten te minimaliseren (Biofouling-richtlijnen)

Officiële naam: Guidelines for the control and management of ships' biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species (Biofouling Guidelines)
Document: 2023

Onder de koepel van de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) voorziet resolutie MEPC.378(80) in een kader voor een wereldwijd consistente aanpak voor het beheer van biofouling op scheepsrompen. De oorspronkelijke Biofouling-richtlijnen dateren van 2011 en werden in 2023 grondig herzien. De richtlijnen bevatten details over scheepsontwerp, de keuze van antifouling-systemen, rompreiniging en onderhoud, etc.

Algen en wieren

1

Antithamnionella ternifolia

Drietakkig rooddonswier

© Ignaçio Bárbara

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam

Antithamnionella ternifolia (J.D.Hooker & Harvey) Lyle, 1922 [1]

Het **oorsprongsgebied** van het Drietakkig rooddonswier *Antithamnionella ternifolia* is **onduidelijk**, hoewel er vermoedens zijn dat dit roodwier afkomstig is uit de zuidelijke hemisfeer. Dit niet-inheemse roodwier zou in Europese wateren terechtgekomen zijn – en er zich verder verspreid hebben – door zich vast te hechten op **scheepsrompen en touwen**. Het Drietakkig rooddonswier werd in **1970** voor de eerste keer waargenomen in België in de Spuikom van Oostende. De soort groeit op vrijwel elk type hard substraat en plant zich snel voort, twee factoren die bijdragen tot zijn succes.

Oorspronkelijke verspreiding

De plaats van herkomst van het Drietakkig rooddonswier is onduidelijk [2], al wordt vermoed dat het roodwier waarschijnlijk afkomstig is uit de zuidelijke hemisfeer [3,4]. Het is in elk geval een complexe situatie, omwille van het feit dat een aantal sterk op elkaar lijkende soorten, en waarschijnlijk aan elkaar verwante soorten, in verschillende delen van de wereld voorkomen [2,5].

Dit niet-inheemse roodwier groeit op tal van substraten, gaande van algen, stenen tot artificieel materiaal zoals pontons en boeien. Ze komen voor tot een diepte van 25 meter, en dit zowel in beschutte als blootgestelde omgevingen [6].

Eerste waarneming in België

Het Drietakkig rooddonswier werd in 1970 voor het eerst waargenomen in de Spuikom van Oostende, onder de naam *Antithamnion sarniensis* [7], vastgehecht aan een zogeheten Japanse mand, die gebruikt werd voor experimenten gerelateerd aan het kweken van oesters [8].

Verspreiding in België

Het Drietakkig rooddonswier wordt in België vaak verward met *Antithamnionella spirographidis*. Deze twee roodwieren zijn zo op elkaar gelijkend dat wetenschappers niet helemaal zeker zijn of het effectief om twee verschillende soorten gaat. Omdat dergelijke roodwieren op basis van morfologische eigenschappen heel moeilijk te onderscheiden zijn, is verder onderzoek noodzakelijk om uit te maken hoeveel soorten werkelijk langs onze kust voorkomen [9]. Ook *Antithamnionella spirographidis* werd wellicht geïntroduceerd in Europese wateren [10].

Beide roodwieren komen voor in het Verbindingsdok en het Boudewijnkanaal [11] van de Zeebrugse achterhaven, alsook op de pontons in de jachthaven van Zeebrugge [12]. In de Spuikom van Oostende zouden enkele exemplaren groeien op het Violet buiswier *Melanothamnus harveyi* [4], een andere niet-inheemse soort.

Verspreiding in onze buurlanden

Niettegenstaande men al in 1906 enkele exemplaren van deze soort had aangetroffen in Plymouth, in het zuidwesten van Groot-Brittannië [6] – weliswaar onder een andere naam (*Antithamnionella cruciatum f. tenuissimum*) – wordt veelal pas de melding uit 1910 uit Cherbourg-Octeville, in het noordwesten van Frankrijk [13], als de eerste waarneming voor Europa beschouwd [2]. Ondertussen heeft het Drietakkig rooddonswier zich over de gehele

Atlantische kust van Europa verspreid. De soort komt voor van Portugal tot Denemarken en is ook aanwezig langs de zuid- en westkusten van Groot-Brittannië – tot in Argyll in West-Schotland – en langs de kusten van Ierland [6,14,15].

In Nederland werd *Antithamnionelle ternifolia* in 1951 voor de eerste maal aangetroffen en wordt er op heden slechts incidenteel geobserveerd [2]. *Antithamnionella spirographidis* kent sedert 1993 een algemeen voorkomen in de Nederlandse Oosterschelde [2]. Deze soort werd ook al verzameld uit het naburige Grevelingenmeer [2], alsook ter hoogte van de ingang van de Sloehaven aan de Westerschelde [16].

In 2010 is het Drietakkig rooddonswier ook waargenomen in het Duitse deel van de Waddenzee nabij het eiland Sylt, ten westen van de Duits-Deense grens [17].

Wijze van introductie

Het Drietakkig rooddonswier werd waarschijnlijk in Europa geïntroduceerd door vasthechting aan scheepsrompen en touwen. Mogelijk vond de eerste introductie in Europa plaats via Australische schepen [3]. Eveneens werden exemplaren geïntroduceerd via aquacultuur waarbij het wier was vastgehecht op oesters die voor kweek naar Europa getransporteerd werden [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Een snelle groei en een vegetatieve voortplanting door fragmentatie – waarbij afbrekende stukjes kunnen uitgroeien tot een volwaardig individu – zijn in de eerste plaats de verklaring van het succes van deze niet-inheemse soort [3].

Het Drietakkig rooddonswier is niet kieskeurig wat het substraat betreft en kan zowel op natuurlijke (bv. wieren, schelpdieren of stenen) als op artificiële ondergronden (bv. pontons en boeien) groeien [6].

Het Drietakkig rooddonswier *Antithamnionella ternifolia* heeft net als *Antithamnionella spirographidis* kliercellen die bepaalde toxische chemische stoffen bevatten, zoals eosine [18,19]. Men gaat ervan uit dat deze stoffen dienen als afweermechanisme tegen begrazing door herbivoren [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Drietakkig rooddonswier kan grote afstanden overbruggen door zich vast te hechten op scheepsrompen van transportschepen [3], terwijl lokale plezierboten voor een snelle verspreiding tussen verschillende jachthavens kunnen zorgen [2]. Dit niet-inheems roodwier tolereert een brede temperatuurgradiënt [3].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De soort hecht zich op harde structuren in havens en op schepen [3]. Aangroei op schepen kan financiële implicaties hebben: aangroeigemeenschappen op scheepsrompen verhogen namelijk de weerstand bij het varen. Het verwijderen van deze aangroeigemeenschappen kost echter handenvol geld, en kan worden tegengegaan door het gebruik van aangroeiwerende verven [20]. Effecten van het Drietakkig rooddonswier op zijn natuurlijke omgeving zijn niet gekend.

Specifieke kenmerken

Het Drietakkig rooddonswier heeft een felrode kleur en vormt wollige toefjes van 1 tot 2 cm. Het lijkt sterk op de eveneens bij ons voorkomende niet-inheemse soort *Antithamnionella spirographidis*. Beide soorten zijn enkel microscopisch van elkaar te onderscheiden. De zijtakken zijn bij *Antithamnionella spirographidis* tegenoverstaand en niet in een krans ingeplant op de zijassen, terwijl dit bij het Drietakkig rooddonswier wel het geval is [6, 21, 22].

Het Drietakkig rooddonswier is voornamelijk terug te vinden vanaf de laagwaterlijn tot op een diepte van 25 meter. Zowel beschutte als fel blootgestelde omgevingen met sterke stromingen behoren tot zijn habitat.

Deze soort doet zowel aan ongeslachtelijke, geslachtelijke als vegetatieve voortplanting. In Europa plant het Drietakkig rooddonswier zich voornamelijk vegetatief en ongeslachtelijk voort. Vegetatieve voortplanting gebeurt door fragmentatie, waarbij ieder fragmentje opnieuw kan uitgroeien tot een nieuw individu. Bij ongeslachtelijke voortplanting worden sporen gevormd, die na verspreiding aanleiding geven tot nieuwe individuen [6,21].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Antithamnionella ternifolia* (J.D.Hooker & Harvey) Lyle. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=163275 (2024-10-18).

[2] Maggs, C.A.; Stegenga, H. (1999). Red algal exotics on North Sea coasts. Helgol. Meeresunters. 52: 243-258. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110857]

[3] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[4] Heytens, M.; De Clerck, O.; Coppejans, E. (2007). Studie van macrowiergemeenschappen van de Spuikom van Oostende in functie van de Kaderrichtlijn water. Universiteit Gent - Vakgroep Biologie - Afdeling Algologie: Gent. 65 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=118621]

[5] Athanasiadis, A. (1990). Evolutionary biogeography of the North Atlantic antithamnioid algae, in: Garbary, D.J. et al. Evolutionary biogeography of the marine algae of the North Atlantic. NATO ASI Series G: Ecological sciences, 22. Springer: Berlin: pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211977]

[6] Maggs, C.A.; Hommersand, M.H. (1993). Seaweeds of the British Isles: Volume 1 Rhodophyta. Part 3A Ceramiales. Seaweeds of the British Isles, 1. Natural History Museum: London. ISBN 1-898298-81-5. 444 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=65109]

[7] Otten, B.G.; Stegenga, H. (1995). Naamswijziging van roodwieren. Het Zeepaard 55: 108-111. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206914]

[8] Leloup, E. (1973). Recherches sur l'ostréiculture dans le bassin de chasse d'Ostende en 1970 et 1971. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 49(10): 1-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3473]

[9] De Clerck, O. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Athanasiadis, A. (1996). Morphology and classification of the Ceramioideae (Rhodophyta) based on phylogenetic principles. Opera Botanica, 128. Council for Nordic publications in Botany: Copenhagen. ISBN 9788788702194. 216 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312305]

[11] Dumoulin, E. (2011). Persoonlijke mededeling.

[12] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[13] Westbrook, M.A. (1930). Notes on the distribution of certain marine red algea. J. Bot. 68: 257-264. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140612]

[14] Lyle, L. (1922). *Antithamnionella*, a new genus of algae. J. Bot. 60: 346-350. [http://www.vliz.be/imis?module=ref&refid=98395]

[15] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[16] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[17] Buschbaum, C.; Lackschewitz, D.; Reise, K. (2012). Nonnative macrobenthos in the Wadden sea ecosystem. Ocean Coast. Manag. 68: 89-101. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301901]

[18] Fenical, W. (1975). Halogenation in the Rhodophyta: a review. J. Phycol. 11: 245-259. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140614]

[19] Hay, M.E.; Fenical, W. (1988). Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defence. Annu. Rev. Ecol. Syst. 19: 111-145. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142263]

[20] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[21] Coppejans, E. (1998). Flora van de Noord-Franse en Belgische zeewieren. Scripta Botanica Belgica, 17. Nationale Plantentuin van België: Meise. ISBN 90-72619-41-2. 462 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=4963]

[22] Verlaque, M.; Ruitton, S.; Mineur, F.; Boudouresque, C.F. (2015). Macrophytes. Monaco. pp.

Caulacanthus okamurae

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

© Mart Karremans

Wetenschappelijke naam
Caulacanthus okamurae Yamada, 1933 [1]

Het roodwier *Caulacanthus okamurae* komt inmiddels voor in grote delen van de wereld. Het verkiest een hard substraat in het intergetijdengebied, maar komt eveneens voor in brakwater en mangroves. Het roodwier komt oorspronkelijk uit het **Pacifisch gebied** en zou via **oestertransport** in de Europese zeeën terechtgekomen zijn. In België werd *Caulacanthus okamurae* voor het eerst in **2011** waargenomen in de Baai van Heist, gelegen aan de oostelijke strekdam van de haven van Zeebrugge. Het wier is eerder klein en onopvallend, en kan snel over het hoofd gezien worden.

Oorspronkelijke verspreiding

Het roodwier *Caulacanthus okamurae* is lang beschouwd als synoniem van de morfologisch sterk gelijkende *Caulacanthus ustulatus* en werd gezien als een soort met kosmopolitische verspreiding [2]. Door moleculair genetisch onderzoek weet men nu dat het twee aparte soorten betreft [3]. *Caulacanthus ustulatus* is een voor Europa inheemse soort en komt van nature voor in Zuid-Europese landen. De oorspronkelijke verspreiding van *Caulacanthus okamurae* is beperkt tot Japan, China, Korea en Taiwan [2].

Het wier verkiest als habitat voornamelijk mangroves, brakwater en intergetijdengebieden, gelegen tussen de hoog- en laagwaterlijn, waar het groeit op harde substraten [4].

Eerste waarneming in België

Op 3 november en 29 december 2011 werd *Caulacanthus okamurae* voor het eerst in België waargenomen, in het Vlaams natuurgebied de 'Baai van Heist', gelegen aan de oostelijke strekdam van de haven van Zeebrugge. De exoot komt er nu lokaal algemeen voor. Er zijn enkel vegetatieve specimens terug gevonden [5]. Op het zelfde moment werd ook de niet-inheemse soort *Agarophyton vermiculophyllum* aangetroffen [5].

Verspreiding in België

In Heist werd *Caulacanthus okamurae* waargenomen ter hoogte van het intergetijdengebied, verspreid op de blokken van de havendam waar geen andere macrowieren voorkwamen [5]. Voorlopig is dit de enige vindplaats, over een mogelijke verdere verspreiding in België is niets geweten.

Verspreiding in onze buurlanden

Caulacanthus okamurae – in eerste instantie geïdentificeerd als *Caulacantus ustulatus* – werd in 1986 aangetroffen in Roscoff (Bretagne, Frankrijk), waar het nu vrij algemeen voorkomt [6]. Moleculair onderzoek toonde aan dat de Franse populatie meer verwantschap vertoonde met de Aziatische *Caulacanthus okamurae* dan met Atlantische *Caulacantus ustulatus*. Men concludeerde daaruit dat het wier vanuit de Stille Oceaan geïntroduceerd werd, en niet het resultaat was van een noordwaartse migratie van de Atlantische variant [7]. De aangetroffen exemplaren te Frankrijk bevatten weinig tot geen reproductieve structuren. Men veronderstelt dat *Caulacanthus okamurae* zich voornamelijk vegetatief voortplant [8], een veelvoorkomende strategie bij succesvolle exoten [4].

Hoewel de verspreiding in Frankrijk beperkt bleef, bereikte *Caulacanthus okamurae* Nederland en Groot-Brittannië. In Nederland werd het roodwier gevonden in 2005, op het oud werkeiland 'Neeltje Jans' in de Oosterschelde. Deze vondst bestond uit grote exemplaren die waarschijnlijk al langer aanwezig waren. De exoot werd zowel aangetroffen in het lage intergetijdengebied als in het hoger gedeelte, dit in tegenstelling tot andere exotische algen in Nederland [9]. In Groot-Brittannië heeft het wier zich snel verspreid vanuit Devon (2004) naar Cornwall (2005) en Kent (2009). Ook hier komt de soort hoog voor in het intergetijdengebied [10].

Niet-inheemse populaties van de Pacifische *Caulacanthus okamurae* buiten Europa zijn teruggevonden in Prince Willliam Sound (Alaska) [11] en Tomales Bay (California) [12].

Wijze van introductie

Hoogstwaarschijnlijk is *Caulacanthus okamurae* in Europa geïntroduceerd via transport van de Japanse oesters (*Crassostrea/Magallana gigas*). Aanwijzing daarvoor is de vindplaats in Frankrijk die vlakbij een oesterkwekerij gelegen is [13]. Verdere verspreiding in Europa kon dan vermoedelijk gebeuren door vasthechting van de wieren aan scheepsrompen of door losse wierfragmenten die aanspoelen en zich vestigen [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De exoot overleeft en groeit bij grote schommelingen in temperatuur (tussen 13 en 26 °C, met een optimale groei bij 17 °C). Zelfs bij 6 °C groeit het wier nog, zij het beperkt [14]. Daarnaast komt *Caulacanthus okamurae* vrijwel op alle substraten voor, met een voorkeur voor levende substraten zoals mosselen en zeepokken [4]. Waarom het wier goed gedijt aan de Vlaamse kust is nog niet onderzocht.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De verspreiding van *Caulacanthus okamurae* wordt waarschijnlijk beïnvloed door twee klimaatfactoren. Een eerste betreft de stijging in de oppervlaktewatertemperatuur door de klimaatopwarming wat in het voordeel speelt van deze Aziatische exoot. Een tweede factor betreft de stormfrequentie: een storm zorgt voor openingen in de aanwezige algenbegroeiing, waarvan *Caulacanthus okamurae* gebruik kan maken om zich te vestigen [10]. Plaatselijke factoren die de verspreiding van *Caulacanthus okamurae* in België beïnvloeden zijn nog niet bekend.

(Potentiële) effecten en maatregelen

In tegenstelling tot andere niet-inheemse zeewieren, die zich hoofdzakelijk vestigen in het subtidaal en rotspoeltjes, is *Caulacanthus okamurae* tevens in staat zich te vestigen in het intergetijdengebied. In deze zone kan de soort een dominante positie innemen en de inheemse turfvormende macroalgen verdringen (bv. *Gelidium pusillum* in Nederland [10,15]. Desondanks het feit dat *Caulacanthus okamurae* inheemse macro-invertebraten verdringt, zoals zeeslakken en alikruiken, zal de soort in de bovenste getijdenzone ook zorgen voor meer diverse meiofauna en macro-algen. Dit is mogelijk te verklaren doordat het roodwier turfzones vormt die normaalgezien niet voorkomen in die regio. Hierdoor stijgt de habitatcomplexiteit en wordt sediment en water vastgehouden, dat op hun beurt zorgt voor voedsel, habitat en veiligheid voor de meiofauna. De effecten die deze exoot heeft op de omgeving zijn nog niet volledig bestudeerd en kunnen dus zowel positief als negatief zijn [17]. Er werden op heden nog geen maatregelen getroffen om de exoot te bestrijden.

Specifieke kenmerken

Caulacanthus okamurae is een eerder onopvallend, donker bruin-rood wier dat bestaat uit cilindrische uitlopers met vertakkingen tot 3 cm hoog [10], die samen een kluwen vormen die hele stukken substraat kunnen bedekken [9,15]. Op een lengte doorsnede van het wier ziet men een opvallend centraal filament dat bestaat uit grote cellen met onderlinge verbindingen, de zogenaamde stippelverbingingen (*pit-connections*) [9].

Caulacanthus okamurae groeit primair als een epifyt, een organisme dat op een ander organisme groeit maar niet parasitair is. Op deze wijze hecht de soort zich vast aan andere wieren. Zo wordt *Caulacanthus okamurae* in Nederland voornamelijk teruggevonden op *Mastocarpus stellatus* [9]. Deze aanhechting is vaak niet meer te onderscheiden van de secundaire kleine hechtvoetjes. De hechting is meestal niet zo stevig, hierdoor kan het wier gemakkelijk losgemaakt worden [9].

De levenscyclus van *Caulacanthus okamurae* is niet goed gekend doordat reproductieve structuren weinig worden waargenomen in het veld [16]. In laboratoriumculturen werd de levenscyclus wel al voor verschillende isolaten beschreven [14,18].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Caulacanthus okamurae* Yamada, 1933. http://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=496188 (2024-10-18).

[2] Petrocelli, A.; Wolf, M.A.; Cecere, E.; Sciuto, K.; Sfriso, A. (2020). Settlement and spreading of the introduced seaweed *Caulacanthus okamurae* (Rhodophyta) in the Mediterranean Sea. Diversity 12(4): 129.

[3] Hartnell College Genomics Group; Aguilar, Alejandro; Ahumada, Tania J.; Amezcua Moreno, Noemi; Bohn, Jacob; Bustamante, Danilo E.; Calderon, Martha S.; Cardoso, Edgar; Carranza, Rocio; Castillo, Maria; Cazares, Elizabeth; Cazares, Emmanuel; Companion, Janelle K.; Cruz, Jeanette; Cuevas, Neovid; De La Torre, Lizbeth; Dietz, Daniel P.; Fernando, Kathleen M.; Garcia, Bryan; Gomez, Pamela; Gonzales-Miramontes, Bianca; Hernandez, Yuviana; Huaracha, Kayla; Hughey, Jeffery R.; Lazaro, Gabriela; Zhai Lorenzo, Feifei; Medrano, Diana; Mendoza, Ailen; Mendoza, Daniel; Mohssin, Adam; Orozco Medina, Jeanette; Pacheco, Aislinn; Palacios Ruvalcaba, Gustavo; Patel, Jankiben; Patel, Jatin; Patino, Samantha; Perez-Alfaro, Karina; Ponce, Alejandra N.; Poso, Jasmine G.; Ramirez, Gabriel; Ramirez, Hector A.; Resendiz, Nathalie; Reyno, Rachelle; Rodriguez, Diego; Russell, Ian A.; Saenz-Verdugo, Paola; Carmona, Angel S.; Sanchez, Fabian; Sheffer, Sabrina X.; Solorio, Carmen; Soto Trujillo, Alejandra; Vasaya, Geraldine S.; Velasquez Lopez, Victoria (2020). The complete mitochondrial and plastid genomes of the invasive marine red alga *Caulacanthus okamurae* (Caulacanthaceae, Rhodophyta) from Moss Landing, California, USA. Mitochondrial DNA Part B: Resources 5(3): 2067-2069.

[4] Murray, S.N. (2007). Improving understanding of invasive seaweeds in California's coastal waters: Moving beyond Caulerpa taxifolia. Final report. Department of Biological Science, California State University: Los Angeles. 48 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218238]

[5] Kerckhof, F.; Verbeke, D.; Bauwens, F. (2012). Nieuws uit de Baai van Heist: de roodwieren *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützing, 1843 en *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss 1967 nieuw voor de Belgische kust en een merkwaardig habitat van intertidale mossels. De Strandvlo 32(1): 19-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=215164]

[6] Rio, A.; Cabioch, J. (1988). Apparition du *Caulacanthus ustulatus* (Rhodophyta, Gigartinales) dans la Manche occidentale. Cryptogam., Algol. 9(3): 231-234. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218289]

[7] Rueness, J.; Rueness, E.K. (2000). *Caulacanthus ustulatus* (Gigartinales, Rhodophyta) from Brittany (France) is an introduction from the Pacific Ocean. Cryptogam., Algol. 21(4): 355-363. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218286]

[8] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[9] Stegenga, H.; Draisma, S.; Karremans, M. (2006). *Caulacanthus ustulatus*: een nieuwe invasiesoort op Neeltje Jans. Het Zeepaard 66(3): 79-82. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=99750]

[10] Maggs, C.; Mineur, F.; Bishop, J.; McCollin, T. (2010). Non-natives in MCCIP Annual Report Card 2010-11. MCCIP Science Review. Lowestoft. 11 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218211]

[11] Ruiz, G.M.; Huber, T.; Larson, K.; McCann, L.D.; Steves, B.; Fofonoff, P.; Hines, A.H. (2006). Biological invasions in Alaska's coastal marine ecosystems: Establishing a baseline. Final report submitted to Prince William Sound Regional Citizens' Advisory Council & U.S. Fish & Wildlife Service. Smithsonian Environmental Research Center. Center, S.E.R.: Edgewater. 112 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218248]

[12] Gabrielson, P.W.; Widdowson, T.B.; Lindstrom, S.C. (2004). Keys to the seaweeds and seagrasses of Orgeon and California: North of Point of Conception. Phycological Contribution, 6. University of British Columbia. Department of Botany: Hillsborough. ISBN 0-9763817-0-2. 181 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218553]

[13] Miller, K.A.; Aquilar-Rosas, L.E.; Pedroche, F.F. (2011). A review of non-native seaweeds from California, USA and Baja California, Mexico = Reseña de algas marinas no nativas de California, EUA y Baja California, México. Hidrobiológica 21(3): 365-379. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218235]

[14] Rueness, J. (1997). A culture study of *Caulacanthus ustulatus* (Caulacanthaceae, Gigartinales, Rhodophyta) from Europe and Asia. Cryptogam., Algol. 18(2): 175-185. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218291]

[15] van der Loos, L. (2020). Persoonlijke mededeling.

16] Zucharello, G.C.; West, J.; Rueness, J. (2002). Phylogeography of the cosmopolitan red alga *Caulacanthus ustulatus* (Caulacanthaceae, Gigartinales). Phycol. Res. 50(2): 163-172. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218249]

[17] Smith, J.R.; Vogt, S.C.; Creedon, F.; Lucas, B.J.; Eernisse, D.J. (2014). The non-native turf-forming alga *Caulacanthus ustulatus* displaces space-occupants but increases diversity. Biological Invasions 16(10): 2195-2208. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297211]

[18] West, J.A.; Calumpong, H.P. (1990). New records of marine algae from the Philippines. Micronesica 23(2): 181-190. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218303]

Codium fragile subsp. *fragile*

Vertakt viltwier

© Ad Aleman

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam
Codium fragile subsp. *fragile* (Suringar) Hariot, 1889 [1]

Het Vertakt viltwier *Codium fragile* subsp. *fragile* kwam oorspronkelijk enkel voor in de Pacifische regio, ter hoogte van **Japan**. Het is een groenwier dat er typisch voorkomt in beschutte gebieden zoals havens, baaien en getijdenpoelen. De soort is in Europa terechtgekomen via vasthechting op **scheepsrompen en transport met schelpdieren**. In België werd het Vertakt viltwier voor de eerste keer waargenomen in **1939** in de Spuikom van Oostende. Het treedt er in competitie met inheemse wieren en vormt vaak een dicht wierenpakket op bestaande schelpdierbanken. Na een terugval in 2003, kent de soort sinds 2006 weer een toename in de Spuikom.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Vertakt viltwier *Codium fragile* kwam oorspronkelijk alleen voor in het westelijk deel van de Stille Oceaan, ter hoogte van Japan [2]. Het is een typisch groenwier voor havens, baaien, getijdenpoelen en andere beschutte gebieden [3].

Eerste waarneming in België

Deze exoot werd bij ons voor de eerste keer waargenomen in 1939, in de Spuikom van Oostende [4].

Verspreiding in België

In de jaren '80 en '90 werd het Vertakt viltwier vaak aangetroffen tussen de aanspoelsels op het strand van Koksijde. Het betrof waarschijnlijk exemplaren afkomstig van Franse populaties, die in periodes met gunstige wind tot bij ons dreven en aanspoelden [5].

Het Vertakt viltwier vormde in de periode 1998-2000 nog dense populaties in de Spuikom van Oostende, maar kende er – net als het Japans bessenwier – een terugval, en werd er sinds 2002 niet meer waargenomen. De oorzaak voor de terugval van beide soorten zouden de schommelingen in het waterniveau zijn [6]. Sinds 2006 nemen de aantallen van het viltwier in de Spuikom opnieuw toe en wordt het er vooral losgeslagen aan de rand teruggevonden [7].

Verspreiding in onze buurlanden

De vondst van aangespoelde fragmenten van Vertakt viltwier op het strand van Huisduinen in Nederland in 1900 [8] werd lange tijd als de eerste waarneming van de soort in Europa beschouwd. DNA-onderzoek op herbariumexemplaren bewees echter dat deze soort reeds in 1845 nabij het Noord-Ierse County Donegal verzameld werd. Ditzelfde onderzoek toonde eveneens aan dat het Vertakt viltwier in 1891 voorkwam nabij het Schotse Ronaldsay [9].

Niet lang na de eerste waarneming in Nederland werd dit wier er eveneens – zowel in aanspoelsels als vastzittend – aangetroffen langs de kusten van Texel, Den Helder en Zeeland [8]. Vertakt viltwier komt vandaag in Nederland voor in het Grevelingenmeer en in de estuaria van zowel de Ooster- als de Westerschelde [10,11]. Na Nederland bereikte het viltwier Denemarken (1919), Zweden (1933) en Noorwegen (1946) en wordt deze inwijkeling sinds 1950 ook de Middellandse Zee aangetroffen. In 1998 reikte het Europese verspreidingsgebied van het viltwier van Noord-Afrika tot in Noord-Noorwegen, inclusief de Britse eilanden en de Middellandse Zee [3].

Wijze van introductie

Meer dan waarschijnlijk kwam de soort in Europa terecht door vasthechting op scheepsrompen of mogelijk vastgehecht op schelpdieren, bv. door transport van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* [3]. Dit laatste lijkt voor de waarnemingen bij ons niet waarschijnlijk, gezien de eerste exemplaren van dit groenwier al werden ontdekt nog voor er sprake was van deze oestertransporten. Het is echter wel mogelijk dat de soort meermaals geïntroduceerd werd [12] en dat een deel van deze latere introducties via oestertransport zijn gebeurd [11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Vertakt viltwier is een opportunistische soort die in havens weinig grazende vijanden heeft [13]. Daarenboven kan deze niet-inheemse soort zich zowel geslachtelijk, ongeslachtelijk (door parthenogenese, het uitgroeien van onbevruchte geslachtcellen tot volwassen exemplaren) als door afscheuring (i.e. vegetatief) voortplanten, wat een snelle verspreiding in de hand werkt. Verder stelt de soort geen strikte eisen wat betreft zoutgehalte en temperatuur van het water [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Dit groenwier gedijt goed in havens en wordt als dusdanig vaak meegevoerd op de romp van schepen. De zeestromingen dragen tevens bij tot een verdere secundaire (lokale) verspreiding van de soort [13].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Vertakt viltwier behoort tot de vaste aangroeigemeenschap van scheepsrompen, haveninfrastructuren en kweekculturen van schelpdieren. Deze exoot kan een groot, dik en ondoordringbaar wiertapijt vormen over oester- en mosselbedden heen, zodat deze moeilijkheden ondervinden tijdens het verzamelen van voedsel en de groei belemmerd wordt. Zo kan dit groenwier economische schade berokkenen aan schelpdierculturen [3]. Bovendien kunnen sterke golven de wierpakketten wegslaan, waarbij ze de schelpdieren waarop ze zich hadden vastgehecht met zich meesleuren [14,15]. Dit fenomeen gaf hen in het Engels de bijnaam '*oyster thief*' of oesterdief [15].

Het Vertakt viltwier kan in competitie treden met inheemse wiersoorten zoals het viltwier *Codium tomentosum* [13], maar deze laatste houdt vaak stand in competitie met de indringer (eiland Guernsey (Frankrijk), Spaanse kusten, Ierse westkust) [16,17]. In nieuwe habitats kan de soort de detrituscyclus impacteren [18] en kan het de soortensamenstelling van de fauna

en epifytische algen affecteren, hoewel dit meestal geen negatieve gevolgen heeft voor de soortendiversiteit en -rijkheid [19-23].

Enkele Canadese onderzoekers hebben aangetoond dat de invasie van het Vertakt viltwier ook een positieve invloed kan hebben op de omgeving. Zo kwamen, in vergelijking met het inheemse zeegras, meer dieren voor op het wier dan op het gras. Dit zou kunnen omdat het betere schuilmogelijkheden biedt of omdat het wier de sterkte van de stroming van het water reduceert waardoor er meer sedimentatie plaatsvindt, wat bepaalde dieren aantrekt. Op zich heeft het wier ook niet meteen een grote negatieve impact op het zeegras, maar toch roepen de onderzoekers op om waakzaam te zijn voor andere invasieve soorten die net van de voordelen van het Vertakt viltwier gebruik maken om zich te verspreiden [20].

Mechanische bestrijding is slechts een tijdelijke oplossing en biedt geen soelaas, aangezien restanten het jaar erop opnieuw uitgroeien [24]. In Schotland werd aangetoond dat bepaalde soorten zeenaaktslakken het wier sterk kunnen begrazen en daardoor zijn verdere ontwikkeling kunnen remmen, waarbij in enkele gevallen de invasieve wierpopulatie zelfs volledig verdween [25].

Specifieke kenmerken

Het Vertakt viltwier is een grote vertakte wiersoort die tot 1 meter lang kan worden en tot 3,5 kg kan wegen. De individuele takjes hebben een diameter van 3 tot 10 mm. De hoofdtakken zijn verbonden met een voet waarmee het wier zich aan het substraat vasthecht. Door de talloze drijfblazen, gevuld met voornamelijk (94%) stikstofgas, staan de takken rechtop in de waterkolom, of drijven ze aan de oppervlakte [3].

Er bestaan wellicht twee ondersoorten van Vertakt viltwier *Codium fragile* die enkel microscopisch of genetisch van elkaar te onderscheiden zijn: *Codium fragile* subsp. *fragile* en *Codium fragile* subsp. *atlanticum* [26]. Deze laatste wordt in Europa over het algemeen als inheems beschouwd, maar werd in België nog niet waargenomen [6]. De meest invasieve ondersoort is echter het Vertakt viltwier *Codium fragile* subsp. *fragile*, ondertussen de meest algemene ondersoort in Europa [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Codium fragile* subsp. *fragile* (Suringar) Hariot, 1889. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=370562 (2024-10-18).

[2] Silva, P.C. (1955). The dichotomous species of *Codium* in Britain. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 34: 565-577. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120949]

[3] Trowbridge, C.D. (1998). Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889: invasive and non-invasive subspecies. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 36: 1-64. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=1301]

[4] Leloup, E.; Miller, O. (1940). La flore et la faune du Bassin de Chasse d'Ostende (1937-1938). Mémoires du Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Natuurhistorisch Museum van België, 94. Koninklijk Natuurhistorisch Museum van België: Brussel. 122 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5288]

[5] Vanhaelen, M.-T. (1997). Viltwier, *Codium* spec. meer dan andere jaren aangespoeld in juli 1997 te Koksijde. De Strandvlo 17(3): 88. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=35986]

[6] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[7] Heytens, M.; De Clerck, O.; Coppejans, E. (2007). Studie van macrowiergemeenschappen van de Spuikom van Oostende in functie van de Kaderrichtlijn water. Universiteit Gent - Vakgroep Biologie - Afdeling Algologie: Gent. 65 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=118621]

[8] Van Goor, A.C.J. (1923). Die holländischen Meeresalgen (Rhodophyceae, Phaeophyceae und Chlorophyceae) insbesondere der Umgebung von Helder, des Wattenmeeres und der Zuidersee. Verhandelingen der Koninklijke Akademie van Wetenschappen te Amsterdam, 2de reeks, XXIII(2). Koninklijke Akademie van Wetenschappen: Amsterdam, The Netherlands. 232, VI tables pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119927]

[9] Provan, J.; Booth, D.; Todd, N.P.; Beatty, G.E.; Maggs, C.A. (2008). Tracking biological invasions in space and time: elucidating the invasive history of the green alga Codium fragile using old DNA. Diversity Distrib. 14(2): 343-354. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206668]

[10] Severijns, N. (2009). Verslag van de meerdaagse SWG-excursie naar de Oosterschelde (Zeeland, Nederland) op 8 en 9 maart 2008. De Strandvlo 29(1): 5-14. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=134078]

[11] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[12] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[13] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[14] Dromgoole, F.I. (1975). Occurrence of *Codium fragile* subspecies *tomentosoides* in New Zealand waters. N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 9(3): 257-264. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140391]

[15] Naylor, R.L.; Williams, S.L.; Strong, D.R. (2001). Aquaculture: a gateway for exotic species. Science (Wash.) 294(5547): 1655-1656. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=20926]

[16] Farnham, W.F. (1980). Studies on aliens in the marine flora of southern England, in: Price, J.H. et al. The shore environment: 2. Ecosystems. Systematics Association Special Volume, 17(b). Academic Press: London: pp. 875-914. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121198]

[17] Trowbridge, C.D.; Farnham, W.F. (2004). Spatial variation in littoral *Codium* assemblages on Jersey, Channel Islands (southern English Channel). Bot. Mar. 47(6): 501-503. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120951]

[18] Krumhansl, K.A.; Scheibling, R.E. (2012). Detrital subsidy from subtidal kelp beds is altered by the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *fragile*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 456: 73-85. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312308]

[19] Armitage, C.; Sjøtun, K. (2016). *Codium fragile* in Norway: Subspecies identity and morphology. Bot. Mar. 59(6): 439-450. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312303]

[20] Drouin, A.; McKindsey, C.W.; Johnson, L.E. (2011). Higher abundance and diversity in faunal assemblages with the invasion of *Codium fragile* ssp. *fragile* in eelgrass meadows. Mar. Ecol. Prog. Ser. 424: 105-117. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301616]

[21] Schmidt, A.; Scheibling, R. (2006). A comparison of epifauna and epiphytes on native kelps (*Laminaria* species) and an invasive alga (*Codium fragile* ssp. *tomentosoides*) in Nova Scotia, Canada. Bot. Mar. 49(4): 315-330. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312304]

[22] Jones, E.; Thornber, C. (2010). Effects of habitat-modifying invasive macroalgae on epiphytic algal communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 400: 87-100. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312306]

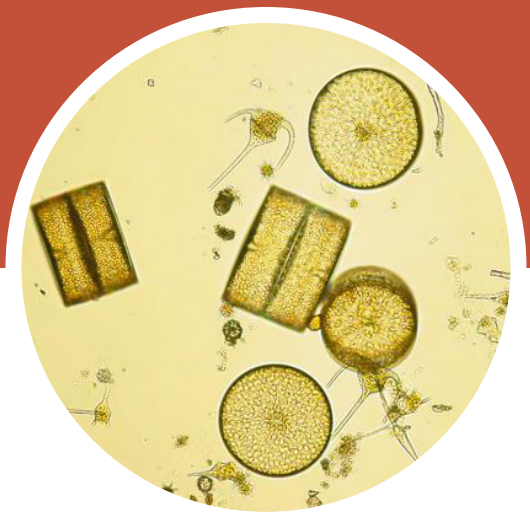
[23] Schmidt, A.L.; Scheibling, R.E. (2007). Effects of native and invasive macroalgal canopies on composition and abundance of mobile benthic macrofauna and turf-forming algae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 341(1): 110-130. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312309]

[24] Galil, B.S. (2009). *Codium fragile tomentosoides* (v. Goor) Silva, green sea fingers (Codiaceae, Chlorophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3 Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=134993]

[25] Trowbridge, C.D. (2002). Local elimination of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*: indirect evidence of sacoglossan herbivory. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 82(6): 1029-1030. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=31240]

[26] Verbruggen, H.; Brookes, M.J.L.; Costa, J.F. (2017). DNA barcodes and morphometric data indicate that *Codium fragile* (Bryopsidales, Chlorophyta) may consist of two species. Phycologia 56(1): 54-62. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312301]

Coscinodiscus wailesii



© Ann-Turi Skjevik - SMHI

Lector
Koen Sabbe

Wetenschappelijke naam
Coscinodiscus wailesii Gran & Angst, 1931 [1]

Het mariene kiezelwier *Coscinodiscus wailesii* kwam oorspronkelijk enkel voor in de **Indische en de Stille Oceaan**. Vermoedelijk is de soort in Europa terecht gekomen via **transport met jonge Japanse oesters**, al kan dit ook via het **ballastwater** van vrachtschepen gebeurd zijn. Dit kiezelwier behoort tot het plantaardig plankton (i.e. fytoplankton), wat impliceert dat deze organismen gemakkelijk lokaal verder kunnen verspreiden door gebruik te maken van de heersende zeestromingen. De soort werd vermoedelijk rond **1979** in België geïntroduceerd en is nu het ganse jaar door een algemene planktonische wiersoort in onze kustwateren.

Oorspronkelijke verspreiding

Dit kiezelwier (of diatomee) is afkomstig uit de Indische en de Stille Oceaan [2]. De exoot behoort tot het plantaardig plankton en leeft in de bovenste lagen van de waterkolom, waar voldoende licht doordringt om aan fotosynthese te kunnen doen (het proces om met behulp van zonlicht en CO_2, suikers en zuurstof te maken). De soort komt zowel voor nabij de kust als in open zee, en dit zowel in zout als brak water [3].

Eerste waarneming in België

Het is onzeker wanneer dit planktonische kiezelwier in het Belgische deel van de Noordzee werd geïntroduceerd. In de literatuur wordt eveneens geen eerste waarneming gegeven [4]. Het kiezelwier werd in Europa voor het eerst in Engeland in 1977 gerapporteerd, waarna het in 1979 voor het eerst in stalen uit het zuidelijke deel van de Noordzee (Nederland) werd waargenomen. Het duurde echter nog tot 1984 voordat de soort zich in het zuidelijke deel van de Noordzee (waar ook het Belgische deel toebehoort) permanent kon vestigen en er relatieve hoge aantallen werden waargenomen [5].

Verspreiding in België

De soort komt voor in het open water van het Belgische deel van de Noordzee [6]. Tijdens de lente en de herfst wordt de soort doorgaans in grotere aantallen waargenomen [5].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van *Coscinodiscus wailesii* in Europa dateert van 1977 en vond plaats in Het Kanaal nabij Plymouth, in het zuidwesten van Groot-Brittannië [7]. Aanvankelijk identificeerde men deze soort verkeerdelijk als *Coscinodiscus nobilis*, maar later bleek dat het wel degelijk ging om *Coscinodiscus wailesii* [8].

Dit kiezelwier verspreidde zich sindsdien bijzonder snel. In 1978 kwam de soort terecht in het noorden van de Ierse Zee [5], in het noorden van de Golf van Biskaje [9], in Normandische wateren [9] en in de Nederlandse kustwateren [10]. In 1979 kwamen waarnemingen binnen uit het Skagerrak [11] en in 1983 uit de Baltische Zee [5]. Vanaf 1982 werd de soort ook in de Westerschelde, nabij Breskens gevonden [11,12].

De verspreiding ging gestaag verder, waardoor *Coscinodiscus wailesii* momenteel gevestigd is langsheen de Oost-Atlantische kusten van centraal Frankrijk tot centraal Noorwegen [9,13]. De hoogste densiteiten worden echter waargenomen tijdens de herfst en de lente in het zuidelijke deel van de Noordzee en aan de ingang van het Skagerrak.

Er bestaan omvangrijke populaties langs de zuidwestelijke kust van Noorwegen, het westelijke gedeelte van het Engels kanaal, het noorden van de Ierse Zee, de westkust van Ierland en de Shetlandeilanden [5].

Wijze van introductie

Het is niet helemaal duidelijk hoe *Coscinodiscus wailesii* in Europa is terechtgekomen, maar er zijn wel enkele vermoedens [14]. Deze soort produceert rustcellen die in ongunstige omstandigheden kunnen overleven. Eens de licht-, temperatuur- en nutriëntcondities weer optimaal zijn, zal dit kiezelwier weer naar zijn normale toestand transformeren [6]. Deze rustcellen zijn al aangetroffen in ballastwatertanks in schepen, waardoor transport via ballastwater zeker tot de mogelijkheden behoort [3]. Anderzijds kan het transport en de import van jonge Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas* vanuit Japan en Noord-Amerika ook tot de mogelijkheden behoren [9]. De rustcellen worden door de oesters uit het water gefilterd als voedsel en in het spijsverteringskanaal mee getransporteerd. Uiteindelijk komt de rustcel in zijn nieuwe leefomgeving vrij via de uitwerpselen [3]. Na introductie kunnen de kiezelwieren dan weer een snelle lokale verspreiding kennen door mee te drijven met de zeestromingen [9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Coscinodiscus wailesii kan zich in een zeer snel tempo ongeslachtelijk voortplanten. Als er veel voedingsstoffen aanwezig zijn in het water, gebeurt dit explosief en spreekt men van een bloei. Een dergelijke bloei kan in omvang verdubbelen in 70 uur tijd.

Coscinodiscus wailesii kan tot 0,5 mm groot worden, wat groot is voor een soort behorende tot het plantaardig plankton. Dit heeft als gevolg dat dit kiezelwier te groot is om opgegeten te kunnen worden door het inheemse dierlijk plankton (i.e. zooplankton; plankton dat zich voedt met andere organismen zoals fytoplankton) [12]. Een ander gevolg van de massale bloei en hun grote omvang is dat het in competitie treedt voor ruimte en voedingsstoffen met andere fytoplanktonsoorten en macroalgen [3].

Tenslotte heeft dit kiezelwier zijn succes ook te danken aan het feit dat het – in vergelijking met andere kiezelwieren – in mindere mate toxische metalen opstapelt in zijn lichaam en daardoor toleranter is voor hogere metaalconcentraties (zink, koper, lood en cadmium) in zijn omgeving [12].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Daar dit kiezelwier een planktonische soort is, zullen de zeestromingen zijn lokale verspreiding bepalen. Dit verklaart dan ook de snelle uitbreiding van *Coscinodiscus wailesii* in Europa sinds zijn introductie in Groot-Brittannië in 1977.

Deze exoot kan daarenboven transformeren in een resistente rustcel die langer dan 15 maanden aan het donker kan weerstaan. Hierdoor is transport over grote afstanden met ballastwater of in de maag en darmen van oesters mogelijk [6].

Een andere belangrijke factor is zijn brede tolerantie voor verschillende milieuomstandigheden. Dit kiezelwier overleeft bij temperaturen tussen 8 en 32 °C en in zoutgehaltes van 25 (brak) tot 35 psu (zout). De soort verdraagt ook goed een variabele beschikbaarheid van voedingsstoffen [9].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Hoewel deze exoot op zich geen toxische soort is, kan het slijm dat de soort massaal produceert wel een impact hebben op mens en omgeving [6]. Deze omvangrijke slijmlaag wordt gevormd wanneer de beschikbare voedingsstoffen in het water bij een bloei stilaan uitgeput geraken. Het gewicht van dit slijm zorgt ervoor dat de kiezelwieren zinken naar diepere en koudere waterlagen. De lagere temperatuur maakt dat hun stofwisseling op een lager pitje komt te staan en ze minder nood hebben aan voedingsstoffen. Het resultaat is een dikke slijmlaag die visnetten verstopt en aanklit op ander vismateriaal [7].

Voor bodemorganismen is deze dikke slijmlaag op de zeebodem zeer hinderlijk. Bij de bacteriële afbraak ervan ontstaan lokaal zuurstofloze condities [15]. Tijdens een massale bloei van *Coscinodiscus wailesii* zijn ook de organismen uit de open waterkolom (voornamelijk fytoplanktonsoorten en macrowieren) bedreigd, omwille van competitie voor ruimte en voedsel [3].

Aan de Japanse kust zorgt de aanwezigheid van *Coscinodiscus wailesii* voor extra competitie met Nori, het zeewier dat gebruikt wordt in de bereiding van sushi. Hierdoor verkleurt het zeewier, waardoor het ongeschikt wordt voor consumptie. Dit zorgt ook voor grote economische schade, aangezien de productie van Nori in bepaalde delen van Japan zoals Harima-Nada, het oostelijk deel van de Japanse Binnenzee, een zeer belangrijke economische activiteit is [15,16].

Specifieke kenmerken

Kiezelwieren, ook wel diatomeeën genoemd, zijn ééncellige wieren en enkel microscopisch te bestuderen. Ze hebben een extern kiezelskelet (van siliciumdioxide) dat bestaat uit twee helften die als een doos en deksel in elkaar passen, met daar tussenin enkele zogenaamde gordelbanden. De twee helften worden de 'schaaltjes' genoemd (valvae). De schaaltjes hebben variabele vormen en ornamentaties en worden daarom gebruikt om soorten van elkaar te onderscheiden [17]. *Coscinodiscus wailesii* is een van de grotere kiezelwieren en meet wel tot 0,5 mm diameter [18].

Bij de ongeslachtelijke voortplanting van diatomeeën worden nieuwe schaaltjes gevormd binnen de moedercel. De schaaltjes van de moedercel worden de nieuwe dekseltjes, terwijl de nieuwgevormde schaaltjes de nieuwe doosjes vormen. Hierdoor ontstaan na de celdeling twee nieuwe cellen van ongelijke grootte. Eén van de nieuwe cellen (die met het oorspronkelijke dekseltje van de moedercel) is even groot als de moedercel. Het andere individu bestaat uit het oorspronkelijke doosje van de moedercel (dat nu het dekseltje van de nieuwe cel vormt) en een nieuwgevormd doosje. Dit maakt dat deze cel kleiner is dan de moedercel. Hierdoor wordt bij elke deling een deel van de populatie alsmaar kleiner, tot ze op een bepaald moment niet meer leefbaar zijn. De diamtomeeën antwoorden hierop met geslachtelijke voortplanting, zodat de dochtercel opnieuw kan groeien en de diatomeeën hun oorspronkelijke grootte kunnen bereiken [19].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst, 1931. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156632 (2024-10-18).

[2] Wallentinus, I. (2007). Introductions and transfers of plants, in: Gollasch, S. et al. Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002: Ten-year summary of National Reports considered at meetings of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms. ICES Cooperative Research Report, 284. ICES: Copenhagen: pp. 6-77. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110299]

[3] Gollasch, S. (2009). *Coscinodiscus wailesii* (Gran & Angst) (Coscinodiscaeae, Bacillariophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 278. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135000]

[4] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[5] Edwards, M.; John, A.W.G.; Johns, D.G.; Reid, P.C. (2001). Case history and persistence of the non-indigenous diatom *Coscinodiscus wailesii* in the north-east Atlantic. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 81(2): 207-211. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=14333]

[6] Laing, I.; Gollasch, S. (2002). *Coscinodiscus wailesii*: a nuisance diatom in European waters, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 53-55. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40581]

[7] Boalch, G.T.; Harbour, D.S. (1977). Unusual diatom off the coast of south-west England and its effect on fishing. Nature (Lond.) 269: 687-688. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113662]

[8] Boalch, G.T. (1987). Changes in the phytoplankton of the western English Channel in recent years. Eur. J. Phycol. 22(3): 225-235. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142914]

[9] Rincé, Y.; Paulmier, G. (1986). Donnée novelles sur la distribution de la diatomée marine *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst (Bacillariophyceae). Phycologia 25(1): 73-79. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141107]

[10] TRIPOS (1995). Biomonitoring van fytoplankton in de Nederlandse zoute en brakke wateren, 1994. Geannoteerde soortenlijst. Bijlage 1 bij TRIPOS rapport 95003.1. 94 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=210031]

[11] Hasle, G.R. (1990). Kiselalger i Oslofjorden og Skagerrak. Arter nye for området: Immigranter eller oversett tidligere? = Diatoms of the Oslo fjord and the Skagerrak. Species new to the area: immigrants or overlooked in the past? Blyttia 48: 33-38. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=196957]

[12] Rick, H.-J.; Dürselen, C.-D. (1995). Importance and abundance of the recently established species *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst in the German Bight. Helgol. Meeresunters. 49(1-4): 355-374. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142937]

[13] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[14] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[15] Manabe, T.; Ishio, S. (1991). Bloom of *Coscinodiscus wailesii* and DO deficit of bottom water in Seto Island Sea. Mar. Pollut. Bull. 23: 181-184. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142946]

[16] Nishikawa, T.; Yamaguchi, M. (2008). Effect of temperature on light-limited growth of the harmful diatom *Coscinodiscus wailesii*, a causative organism in the bleaching of aquacultured Porphyra thalli. Harmful Algae 7(5): 561-566. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302772]

[17] Van der Werff, A. (1958). Kiezelwieren. Het Zeepaard 18(2): 19-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114551]

[18] Gollasch, S.; Haydar, D.; Minchin, D.; Wolff, W.J.; Reise, K. (2009). Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters, in: Rilov, G. et al. Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives. Ecological Studies, 204. Springer-Verlag: Berlin: pp. 507-528. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142923]

[19] Mennema, J. (1958). De voortplanting van de kiezelwieren. Het Zeepaard 18(6-7): 85-88. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=114658]

Dasysiphonia japonica

Veelvertakt pluimwier

© Marijke Kooijman

Lectoren
Francis Kerckhof
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam

Dasysiphonia japonica (Yendo) H.-S. Kim, 2012 [1].

Toen dit wier voor het eerst in Europa werd aangetroffen, werd het *Dasysiphonia* spp. genoemd. Hierna kreeg het de naam *Heterosiphonia japonica* [2].

Het Veelvertakt pluimwier *Dasysiphonia japonica* komt oorspronkelijk uit de **Stille Oceaan**. In onze buurlanden heeft de soort zich snel verspreid, vermoedelijk na **oesterimport** in Frankrijk in 1984. In België is de soort voor de eerste keer aangetroffen in **2014** in Zeebrugge. De pontons van de jachthaven van Zeebrugge zijn tot nu de enige gekende vindplaats in België. Het Veelvertakt pluimwier komt voor in het lage intergetijdengebied en sublitoraal, waar ze veelal groeit op stenen of oesters en plekken die goed beschut zijn tegen golven.

Oorspronkelijke verspreiding

Dasysiphonia japonica komt oorspronkelijk uit de Stille Oceaan (Japan en Korea). Het wier komt voor in het lage intergetijdengebied en sublitoraal (gebied onder de laagwaterlijn). De soort groeit veelal op stenen of oesters en plekken die goed beschut zijn tegen golven. Het Veelvertakt pluimwier kan ook op rotsen groeien of zich op andere zeewiersoorten vastzetten [3].

Eerste waarneming in België

De soort werd in december 2014 aangetroffen op de romp van het onderzoeksschip RV Belgica, met als thuishaven Zeebrugge [4]. Omdat het schip ook internationale zeereizen maakt naar o.a. Zuid-Europa, was het niet zeker of het wier op dat moment autochtoon was in België of niet.

In oktober 2015 werd *Dasysiphonia japonica* in situ aangetroffen op de pontons van de jachthaven van Zeebrugge samen met *Aglaothamnion hookeri*, *Melanothamnus harveyi*, *Pterothamnion plumula*, *Antithamnionella spirographidis* en *Undaria pinnatifida*. Dit is tot nu de enige gekende vindplaats in België.

Verspreiding in België

In België is *Dasysiphonia japonica* lange tijd ongedetecteerd gebleven, al wijst de introductie in onze buurlanden sinds 1994 erop dat de soort vermoedelijk ook al enige tijd in België aanwezig is. In 2009 werd *Dasysiphonia japonica* nog niet gerapporteerd als niet-inheemse soort in België [5].

Verspreiding in onze buurlanden

Het Veelvertakt pluimwier is vermoedelijk via oesterimport in Frankrijk terecht gekomen in 1984 [6]. Van daaruit heeft de soort zich snel verspreid langs de oostelijke Atlantische Oceaan tot Zweden [7], Noorwegen [8-10], Schotland [11,12], Verenigd Koninkrijk [13], Frankrijk [13,14], Spanje [13,15] en lagunes in de Middellandse Zee (bv. Etang de Thau) [16]. In 2009 werd de soort voor het eerst gerapporteerd aan de westkust van de Atlantische Oceaan [17]. Daar verspreidt de soort zich snel over een breed geografisch gebied [18,19].

In Nederland werd het Veelvertakt pluimwier voor het eerst aangetroffen in een lege oesterput in 1994 [20]. *Dasysiphonia japonica* komt zeer algemeen voor in de Oosterschelde en het Grevelingenmeer [2]. In de winter en gedurende het voorjaar dient deze soort als voedselbron voor de Groene wierslak [20]. Sinds 2014 wordt deze exoot ook waargenomen op drijvende pontons in de jachthaven van Den Helder (Waddenzee) [21].

Wijze van introductie

Het Veelvertakt pluimwier is waarschijnlijk geïntroduceerd met oesterimport uit Japan of Korea [22]. Aangroei op scheepsrompen is een mogelijk secundair verspreidingsmechanisme binnen Europa. In Noorwegen werden de eerste individuen van *Dasysiphonia japonica* gevonden in havens waar olietankers aankomen, veelal vanuit Nederlandse havens [10]. Het vermogen om in het duister te overleven kan een kritieke factor zijn voor de verspreiding van propagulen van rode algen over lange afstand in ballastwater [9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Hoge groeisnelheden van *Dasysiphonia japonica* verklaren het invasief succes van deze soort in verschillende regio's [23]. Deze snelle groei is volgens laboratoriumexperimenten te wijten aan een efficiënte opname van nitraten [23,24]. Doordat deze soort vaak efficiënter nitraat opneemt dan de lokale zeewiersoorten geeft dit een groeivoorsprong en is de soort vaak ook minder onderhevig aan begrazing [25].

De voorkeur van inheemse herbivoren voor lokale zeewiersoorten boven niet-inheemse zeewiersoorten is een belangrijke factor voor een succesvolle groei en overleving. In het geval van *Dasysiphonia japonica* zorgen de chemische eigenschappen of de lage voedingskwaliteit ervoor dat begrazing door herbivoren meer op de inheemse zeewiersoorten gebeurt dan op de niet-inheemse soort [24,26]. In andere studies blijkt *Dasysiphonia japonica* een hogere begrazing te hebben van één lokale grazer en een lagere begrazing van een andere lokale grazerssoort te ondervinden, vergeleken met de lokale zeewiersoorten [23].

Er wordt gedacht dat *Dasysiphonia japonica* zich in Europa vooral door vegetatieve voortplanting verspreidt waarbij kleine, monosifonale fragmenten (pseudolaterals) worden afgescheiden. Deze fragmenten hechten zich vast op hard substraat en vormen nieuwe individuen. Deze fragmenten worden gedurende alle seizoenen afgescheiden maar hebben volgens experimentele studies het meeste kans om te overleven in de late zomer bij optimale groeitemperaturen tussen 12 en 20 °C [27]. Reproductieve gametophyten van *Dasysiphonia japonica* zijn nog niet gevonden in Europese populaties [8]. Asexuele reproductie door tetrasporen geeft volgens aquariumstudies evenveel succes op voortplanting dan het verspreiden van de pseudolaterale fragmenten [27].

Dasysiphonia japonica heeft brede tolerantiegrenzen voor temperatuur en zoutgehalte. De soort overleeft temperaturen tussen 0 en 30 °C, waarbij volwassen planten een iets hogere temperatuurtolerantie hebben dan carposoren. Optimale groeiomstandigheden voor carposorelverbindingen zijn een watertemperatuur van 19 tot 25 °C en een zoutgehalte van 30 psu. Groeipercentages bij 20 psu en 30 psu verschillen niet significant, maar de ontwikkeling van tetrasporangiale stichidia vermindert duidelijk bij 20 psu. Bij 15 psu

wordt een minimale groei waargenomen en worden geen stichidia meer geproduceerd, terwijl een zoutgehalte onder 10 psu dodelijk is [9]. Een verspreiding in het Kattegat en de Baltische Zee is niet waarschijnlijk door de lage zoutgehaltes en koude wintertemperaturen [9]. Sporelingen overleefden minstens 40 dagen in de duisternis onder verschillende temperatuursomstandigheden.

Dasysiphonia japonica leeft in een habitat met harde substraten, maar verspreidt zich ook in gebieden met andere substraten. Zo groeit de soort ook op andere algen en op de bodem. De soort werd waargenomen tot op een diepte van 40 meter, wat erop wijst dat de groei niet afhankelijk is van veel licht [8]. Meestal groeit de soort op een diepte van 6 tot 22 meter, in het lage intergetijdengebied en sublitoraal (gebied onder de laagwaterlijn), waar de soort meer talrijk voorkomt [28].

Het invasieve succes van *Dasysiphonia japonica* is wellicht het resultaat van de combinatie en wisselwerking van intrinsieke eigenschappen (efficiënte nitraat opname, snelle groei, etc.) en extrinsieke factoren (soortenrijkdom van lokale gemeenschappen, voorkomen en voorkeur van grazers, etc.) [23].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Veelvertakt pluimwier beschikt over verschillende eigenschappen die voordelig zijn om zich in verschillende soorten habitats te vestigen en die aan de oorsprong liggen van zijn snelle verspreiding binnen Europa [29]. De belangrijkste factoren zijn de brede tolerantiegrenzen tot temperatuur en zoutgehalte, hoge specifieke groeisnelheden en effectieve voortplanting door fragmentatie.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het vermogen van *Dasysiphonia japonica* om snel een dichte populatie op te bouwen [24] kan zeer problematisch zijn voor inheemse gemeenschappen. Door de dominantie van *Dasysiphonia japonica* kan deze in sommige omstandigheden tot 80% van de beschikbare ruimte innemen [18] of een virtuele monocultuur vormen [3]. Deze hoge abundanties hebben in eerste instantie een negatieve invloed op de biodiversiteit en abundanties van de lokale gemeenschap [23,25,29,30].

Op langere termijn kan de introductie van deze soort ook veranderingen veroorzaken in de nutriëntenstromen binnen een lokale plantengemeenschap. Studies hebben wel aangetoond dat er na verloop van tijd een herverdeling van de ruimte optreedt en de groeisnelheid en nutriëntenopname van de niet-inheemse soort terug vermindert [25].

Hoewel het ecologische effect niet direct zichtbaar is, kan het een economische bedreiging vormen, aangezien het vermogen om zich aan schelpdieren te hechten een potentieel probleem kan vormen voor lokale schelpdierkwekerijen [30].

Specifieke kenmerken

Dasysiphonia japonica is een roodwier dat tot 30 cm hoog wordt met een rozige tot dieprode kleur en een discusvormige hechtschijf [2,31]. Het wier is zacht en slap en blijft niet overeind staan zodra het uit het water wordt gehaald.

De thallus (plantvorm) is filamenteus, met meerdere hoofdassen per individu die uit polysifone segmenten bestaan (een centrale cel omgeven door vier pericentrale cellen). In de oudere delen van de thallus wordt een cortex gevormd, deze bedekt de pericentrale cellen echter enkel volledig in de oudere delen van de thallus. In jonge assen beperkt de cortex zich tot filamenten die tussen de pericentrale neerwaarts groeien. De hoofdassen zijn tot 1 mm in doorsnede. Op elk segment van een as wordt een zijtak gevormd, deze zijn monosifoon (enkele cel per rij) en vertakken vier tot vijf maal.

Als voortplantingsstructuren werden tot nu toe alleen tetrasporangia gevonden, die bijeen staan in zogenaamde stichidiën: onvertakte asjes van beperkte groei waarvan elke cel een ring van zes à zeven fertiele pericentrale cellen draagt. Elk van deze pericentrale cellen draagt aan de bovenkant een tetrasporangium en naar de buitenkant (twee of) drie zgn. ‘dekcellen’ (deze blijven zitten als de sporen vrijkomen) [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Dasysiphonia japonica* (Yendo) H.-S.Kim, 2012. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=836896 (2024-10-18).

[2] Stegenga, H. (1997). Een nieuwe Japanse invasie - vooral een systematisch probleem. Het Zeepaard 57(5): 109-113. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314290]

[3] Moore, C.G.; Harries, D.B. (2009). Appearance of *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales: Rhodophyceae) on the west coast of Scotland, with notes on *Sargassum muticum* (Fucales: Heterokontophyta). Marine Biodiversity Records 2: e131. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314311]

[4] Kerckhof, F. (2016). National report Belgium, 2015, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. ICES Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-18 March 2016 Olbia, Italy. CM 2016/SSGEPI:10. ICES: Copenhagen: pp. 55-56. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=317408]

[5] Gollasch, S.; Haydar, D.; Minchin, D.; Wolff, W.J.; Reise, K. (2009). Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters, in: Rilov, G. et al. Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives. Ecological Studies, 204. Springer-Verlag: Berlin: pp. 507-528. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142923]

[6] Sjøtun, K.; Husa, V.; Peña, V. (2008). Present distribution and possible vectors of introductions of the alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta) in Europe. Aquat. Invasions 3(4): 377-394. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314292]

[7] Axeleus, B.; Karlsson, J. (2005). Japanplym, ny rödalg för Sverige. *Heterosiphonia japonica*, new for Sweden. Sven. Bot.Tidskr. 98(5): 267-273. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314294]

[8] Husa, V.; Sjotun, K.; Lein, T.E. (2004). The newly introduced species *Heterosiphonia japonica* Yendo (Dasyaceae, Rhodophyta): geographical distribution and abundance at the Norwegian southwest coast. Sarsia 89(3): 211-217. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314235]

[9] Bjærke, M.R.; Rueness, J. (2004). Effects of temperature and salinity on growth, reproduction and survival in the introduced red alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta). Bot. Mar. 47(5): 373-380. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314236]

[10] Lein, T.E. (1999). A newly immigrated red alga ('*Dasysiphonia*', Dasyaceae, Rhodophyta) to the Norwegian coast. Sarsia 84(1): 85-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=15879]

[11] Collin, S.B.; Tweddle, J.F.; Shucksmith, R.J. (2015). Rapid assessment of marine non-native species in the Shetland Islands, Scotland. Bioinvasions Rec. 4(3): 147-155. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301873]

[12] Nall, C.R.; Guerin, A.J.; Cook, E.J. (2015). Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. Aquat. Invasions 10(1): 107-121. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314242]

[13] Peña, V.; Bárbara, I.; Grall, J.; Maggs, C.A.; Hall-Spencer, J.M. (2014). The diversity of seaweeds on maerl in the NE Atlantic. Mar. Biodiv. 44(4): 533-551. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=245563]

[14] Maggs, C.A.; Stegenga, H. (1999). Red algal exotics on North Sea coasts. Helgol. Meeresunters. 52: 243-258. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110857]

[15] Bárbara, I.; Cremades, J. (1996). Seaweeds of the Ría de A Coruña (NW Iberian Peninsula, Spain). Bot. Mar. 39(1-6): 371-388. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314291]

[16] Verlaque, M. (2001). Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe = Inventaire des macroalgues de l'étang de Thau (Hé-rault, France), un lieu privilégié d'introduction d'espèces marines en Europe. Oceanol. Acta 24(1): 29-49. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207324]

[17] Schneider, C.W. (2010). Report of a new invasive alga in the Atlantic United States: *Heterosiphonia japonica* in Rhode Island. J. Phycol. 46(4): 653-657. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314238]

[18] Newton, C.; Bracken, M.E.S.; McConville, M.; Rodrigue, K.; Thornber, C.S. (2013). Invasion of the red seaweed *Heterosiphonia japonica* spans biogeographic provinces in the western North Atlantic Ocean. Plos One 8(4): 7. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314239]

[19] Savoie, A.; W Saunders, G. (2013). First record of the invasive red alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta) in Canada. BioInvasions Records 2: 27-32. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314310]

[20] Stichting ANEMOON (2019). Veelvertakt pluimwier *Dasysiphonia japonica* Yendo, 1920. https://www.anemoon.org/flora-en-fauna/soorteninformatie/soorten/id/734/veelvertakt-pluimwier (2018-08-06).

[21] Gittenberget et al 2015. Native and non-native species of the Dutch Wadden Sea in 2014. GiMaRIS report 2015_08 [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312571]

[21] Verlaque, M.; Ruitton, S.; Mineur, F.; Boudouresque, C.F. (2015). Macrophytes. Monaco. pp.

[22] Low, N.H.N.; Drouin, A.; Marks, C.J.; Bracken, M.E.S. (2015). Invader traits and community context contribute to the recent invasion success of the macroalga *Heterosiphonia japonica* on New England rocky reefs. Biological Invasions 17(1): 257-271. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314241]

[23] Sagerman, J.; Enge, S.; Pavia, H.; Wikstrom, S.A. (2014). Divergent ecological strategies determine different impacts on community production by two successful non-native seaweeds. Oecologia 175(3): 937-946. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314240]

[24] Ramsay-Newton, C.; Drouin, A.; Hughes, A.R.; Bracken, M.E.S. (2017). Species, community, and ecosystem-level responses following the invasion of the red alga Dasysiphonia japonica to the western North Atlantic Ocean. Biological Invasions 19(2): 537-547. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314233]

[25] Sagerman, J.; Enge, S.; Pavia, H.; Wikstrom, S.A. (2015). Low feeding preference of native herbivores for the successful non-native seaweed *Heterosiphonia japonica*. Mar. Biol. (Berl.) 162(12): 2471-2479. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314243]

[26] Husa, V.; Sjotun, K. (2006). Vegetative reproduction in *Heterosiphonia japonica* (Dasyaceae, Ceramiales, Rhodophyta), an introduced red alga on European coasts. Bot. Mar. 49(3): 191-199. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314237]

[27] Witman, J.D.; Lamb, R.W. (2018). Persistent differences between coastal and offshore kelp forest communities in a warming Gulf of Maine. PLoS One 13(1): 32. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314234]

[28] Husa, V.; Sjotun, K.; Brattenborg, N.; Lein, T.E. (2008). Changes of macroalgal biodiversity in sublittoral sites in southwest Norway: impact of an introduced species or higher temperature? Mar. Biol. Res. 4(6): 414-428. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=129117]

[29] Haydar, D.; Wolff, W. (2011). Predicting invasion patterns in coastal ecosystems: Relationship between vector strength and vector tempo. Mar. Ecol. Prog. Ser. 431: 1-10. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314313]

[30] Bunker, F.; Brodie, J.; Maggs, C.; Bunker, A.R. (2010). Seaweeds of Britain and Ireland. Wild Nature Press: Plymouth. ISBN 978-0-9573946-1-2. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=232457]

Gracilaria vermiculophylla

Ziltwaterknoopwier

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

© Tim Lee

Wetenschappelijke naam
Gracilaria vermiculophylla (Ohmi) Papenfuss, 1967 [1]

Het Ziltwaterknoopwier *Gracilaria vermiculophylla* is een roodwier dat van oorsprong enkel in het **noordwesten van de Stille Oceaan** voorkomt. In de laatste decennia (sinds 1996) heeft de soort zich verspreid naar Noord- en Zuid-Europa en naar Noordoost- en West-Amerika, vermoedelijk via het **transport van Japanse oesters**. In **2011** werd het Ziltwaterknoopwier voor het eerst waargenomen in België, meer bepaald in de Baai van Heist. Het wier heeft een bruinrode kleur, is sterk vertakt en groeit vooral in zanderige en modderige estuaria of baaien. De soort is bestand tegen grote schommelingen in temperatuur en zoutgehalte. Beide eigenschappen – eurytherm en euryhalien – zijn kenmerkend voor succesvolle exoten.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Ziltwaterknoopwier *Gracilaria vermiculophylla* kwam oorspronkelijk enkel voor in het noordwesten van de Stille Oceaan langs de kusten van China, Korea, Vietnam [2] en de Japanse Oost- en Westkust [3,4]. In Rusland komt de soort enkel voor in de Japanse Zee, een binnenzee van de Stille Oceaan [4]. Het Ziltwaterknoopwier verkiest beschutte estuaria en ondiepe baaien als habitat. Het komt zowel losliggend voor op zandige en modderige bodems als vastliggend op harde substraten (bv. keitjes, mosselbanken, rotsen, oesters, etc.) [5,6].

Eerste waarneming in België

Op 3 november en 29 december 2011 werd het Ziltwaterknoopwier voor het eerst in België aangetroffen, meer bepaald in het Vlaams natuurgebied 'Baai van Heist', gelegen aan de oostelijke strekdam van de haven van Zeebrugge. Nu komt de soort daar algemeen voor. Er zijn echter nog geen fertiele exemplaren gevonden, enkel vegetatieve [7]. Op hetzelfde moment werd ook de niet-inheemse soort *Caulacanthus okamurae* in de Baai van Heist gevonden [7].

Verspreiding in België

In de Baai van Heist werd het Ziltwaterknoopwier gevonden tussen mosselbanken, in het laag intergetijdengebied (i.e. het gebied tussen de hoog- en laagwaterlijn). Bij eb staan de wieren droog. Voorlopig is dit de enige vindplaats, over een mogelijke verdere verspreiding in België is niets geweten [7].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van het Ziltwaterknoopwier in Frankrijk dateert van 1996, in het Belon estuarium aan de kust van Bretagne. Niet veel later werden er exemplaren gevonden in Roscoff (Bretagne), in de nabijheid van oesterkwekerijen [8,9]. Van daaruit heeft het roodwier zich vermoedelijk zowel noordelijk als zuidelijk verspreid langs de Bretoense kust, waar ze aanzienlijke matten vormen [9,10].

Reeds in de jaren '80 werd het Ziltwaterknoopwier aangetroffen in Nederland, meer bepaald in de Oostvoornse Plas, een brakwatermeer [5]. In 1994 werd het roodwier waargenomen nabij Yerseke terwijl het voorkomen van de soort in de Waddenzee voor de eerste maal officieel werd gerapporteerd in 2009 [5,11]. Het Ziltwaterknoopwier wordt nu wijdverspreid aangetroffen in de Nederlandse Waddenzee, van Texel tot Lauwersoog [5]. In de aangrenzende Duitse Waddenzee werd de soort in 2002 waargenomen [6].Verder

noordwaarts komt de soort ook voor in Denemarken (sinds 2003), in Zweden (2003) en aan de Baltische kust van Duitsland (2005, in Kiel) [6].

Het Ziltwaterknoopwier verspreidde zich eveneens in het zuiden van Europa. Zowel in Portugal (2004) als aan de Atlantische kust van Spanje (2003) werd de soort gesignaleerd [9]. Recent (2008) is de soort opgedoken in de Middellandse Zee, aan de Po Delta in Italië [12]. Grote populaties van het wier komen nu voor over de hele kust van Noord-Europa, en op de meeste plaatsen het voorkomt is het wier de meest abundante soort [13].

Buiten Europa komt de soort ook abundant voor als exoot, zoals in estuaria aan de Atlantische kust van Noord-Amerika, aan de kust van Virginia [13] en North Carolina (VS) (1999) [14].

Wijze van introductie

Oestertransport is de meest aannemelijke vector aangezien de soort vaak voorkomt nabij oesterkwekerijen [9] en ze weinig gevonden wordt in ballastwater of vastgehecht op scheepsrompen [6]. Nochtans is de soort enorm goed aangepast om te overleven in condities gelijkend op ballastwater [15]. Secundair transport over kortere afstanden kan gebeuren via schelpdiertransport. Het wier kan eveneens verstrengelen in vissersmateriaal, bootschroeven, duikmateriaal en migrerende vogels [15]. Losse wierfragmenten kunnen zich via stromingen over een beperkte afstand verplaatsen [6].

Hoe het Ziltwaterknoopwier uiteindelijk in België terecht is gekomen, is niet bekend. Vermoedelijk is dit gebeurd door middel van één van de hierboven vermelde korte afstands-mechanismen vanuit Nederland of Frankrijk [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het succes van het Ziltwaterknoopwier kan deels verklaard worden door de voedselvoorkeur van inheemse grazers. Inheemse grazers verkiezen immers veelal inheemse algen boven het Ziltwaterknoopwier [16,17]. Exacte redenen hiervoor zijn niet geweten. Wetenschappers verwijzen onder andere naar de lage voedingswaarde, of lage stikstofconcentratie van de soort [18]. Daarnaast produceert het Ziltwaterknoopwier metabolische stoffen die herbivoren afschrikken. Hoewel ook inheemse soorten over een afweersysteem beschikken, toonden verschillende studies aan dat exoten met een afweersysteem sterkere concurrenten zijn dan deze zonder [19]. Bovendien tolereert het Ziltwaterknoopwier uitdroging, begraving en een groot interval van licht [16] en nutriënten niveaus [20, 21], en kan het wier groeien bij een zoutgehalte van 10 tot 35 psu [3,22] en bij temperaturen tussen 2 en 35 °C [3,9,23]. Deze euryhaliene en eurythermale eigenschappen zorgen ervoor dat de soort een wijd bereik aan mariene milieus kan tolereren [24].

De soort is omwille van de bovenstaande redenen dan ook geclassificeerd als één van de vier meest potentiële invasieve soorten in Europa (uit 114 macroalgen) [25].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het wier heeft een isomorfe levenscyclus en kan zich zowel seksueel als aseksueel (vegetatieve fragmentatie) voortplanten [21,24]. Via fragmentatie breken kleine stukjes van het wier af, die allen kunnen uitgroeien tot volwassen individuen. Aangezien afgebroken fragmenten van slechts 1 mm groot kunnen overleven en verder groeien, kan de soort zich op deze manier snel voortplanten [9,21,24]. Zelfs de fragmenten kunnen een lange tijd (tot 175 dagen) hun groeicapaciteit behouden [26].

De soort groeit meestal op modder en fijn zand, maar kan zich eveneens vestigen op harde substraten zoals rotsen of schelpen. Vrijgekomen harde substraten kan het wier snel koloniseren [27]. De kolonisatie wordt verder gefaciliteerd door inheemse invertebraten, bijvoorbeeld door het verstrekken van harde substraten of door grazers, die het wier in stukjes breken, wat zorgt voor een verhoogde fragmentatie- en dispersiesnelheid [6]. Individuen van niet-inheemse kolonies hechten zich echter meestal niet vast aan het substraat (resultaat van vegetatieve vermenigvuldiging) [28].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De aanwezigheid van het Ziltwaterknoopwier zorgt voor een competitie die de groei van inheemse soorten belemmert [29]. De exoot vormt namelijk matten die over het zeegras heen kunnen groeien [27]. Experimenteel heeft men al aangetoond dat het Ziltwaterknoopwier de overlevingskans van Groot zeegras *Zostera marina* verlaagt [30]. Introductie van het Ziltwaterknoopwier zorgt voor nieuwe structurele complexiteit wat mogelijk een positieve invloed heeft op sommige invertebraten [31]. Het wier kan namelijk voor extra beschutting, substraat voor vasthechting of voeding zorgen [26,32]. In een vergelijkende studie tussen het Ziltwaterknoopwier en *Ulva rigida* was bij de eerste een hogere soortenrijkheid en diversiteit in de macrofauna aanwezig [33]. De soort is mogelijk ook in staat om de stikstofconcentratie te beïnvloeden door opname, opslag en vrijgave van nutriënten, wat een potentieel effect op het ecosysteem kan hebben [6,34,35].

In North Carolina (VS) is de introductie van het Ziltwaterknoopwier een probleem voor de visserij en de industrie doordat de soort zich vasthecht aan visnetten en buizen van koelwatersystemen verstopt [14].

Het Ziltwaterknoopwier mechanisch verwijderen (oogsten) voor het produceren van onder andere agar, is een potentiële methode om de soort te controleren [36]. Als een tweede bestrijdingsmiddel stelden wetenschappers de grazer Alikruik *Littorina littorea* voor, die de populatie van het Ziltwaterknoopwier kan controleren. De begrazing zorgt echter ook voor

de afbraak van kleine stukjes wier die de verspreiding op kleine schaal versnelt [6]. Wat de eventuele effecten van de invasie in België zullen zijn is op dit moment niet geweten.

Specifieke kenmerken

Het Ziltwaterknoopwier heeft een bruine tot wijnrode kleur. Het wier vormt los vertakte struiken die vastzitten met een hechtschijf. De schijf is meestal moeilijk zichtbaar. Het wier bestaat uit cilindrische assen van 15 tot 100 cm lang [7]. De genussen *Agarophyton* en *Gracilaria* bevatten ongeveer 300 soorten, die wereldwijd verspreid zijn. Het onderscheid tussen de soorten is echter niet steeds duidelijk. Door het stijgend aantal ontdekte soorten duiken alsmaar meer problemen op in de taxonomie. Deze worden nu opgelost door vergelijkende studies van reproductieve structuren en door moleculaire onderzoek [9].

De inheemse soort *Gracilaria gracilis* (Donker knoopwier) werd aangetroffen in de Spuikom in Oostende. Deze soort vertoont echter weinig morfologische verschillen met het Ziltwaterknoopwier. Microscopisch kunnen ze worden onderscheiden door de diepte van de mannelijke conceptacula, waarin de voortplantingsstructuur wordt beschut. Bij *Gracilaria gracilis* bedraagt de conceptaculumdiepte minder dan 50 µm.

Het Ziltwaterknoopwier is een agarofyt, een agar producerende alg. Dit is een geleiachtige substantie, gevormd uit polysachariden afkomstig uit de celwand, dat wordt gebruikt als voedingsbodem in microbiologisch werk alsook in de voedings-, farmaceutische en cosmetische industrie. Gezien de economische waarde van agarofyten, stelden wetenschappers recent voor om de exoot mechanisch te verwijderen en de oogst te gebruiken voor agarproductie [37]. Over hoe en in welke landen dit mogelijk zou zijn, is nog weinig geweten.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=236157 (2024-10-18).

[2] Tseng, C.K.; Xia, B.-M. (1999). On the Gracilaria in the Western Pacific and the Southeastern Asia Region. Bot. Mar. 42(3): 209-217. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218209]

[3] Yokoya, N.S.; Kakita, H.; Obika, H.; Kitamura, K. (1999). Effects of environmental factors and plant growth regulators on growth of the red alga *Gracilaria vermiculophylla* from Shikoku Island, Japan. Hydrobiologia 398-399: 339-347. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218312]

[4] Skriptsova, A.V.; Choi, H.G. (2009). Taxonomic revision of *Gracilaria "verrucosa"* from the Russian Far East based on morphological and molecular data. Bot. Mar. 52(4): 331-340. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218499]

[5] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegena, H.; Hoeksema, B.W. (2009). Inventarisatie van de aan hard substraat gerelateerde macroflora en macrofauna in de Nederlandse Waddenzee. GiMaRIS Rapport. Marine Research, Inventory and Strategy Solutions: Leiden. 63 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218160]

[6] Thomsen, M.S.; Stæhr, P.A.; Nyberg, C.D.; Schwaerter, S.; Krause-Jensen, D.; Silliman, B.R. (2007). *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967 (Rhodophyta, Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect in the future. Aquat. Invasions 2(2): 83-94. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218205]

[7] Kerckhof, F.; Verbeke, D.; Bauwens, F. (2012). Nieuws uit de Baai van Heist: de roodwieren *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützing, 1843 en *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss 1967 nieuw voor de Belgische kust en een merkwaardig habitat van intertidale mossels. De Strandvlo 32(1): 19-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=215164]

[8] Mollet, J.-C.; Rahaoui, A.; Lemoine, Y. (1998). Yield, chemical composition and gel strength of agarocolloids of *Gracilaria gracilis, Gracilariopsis longissima* and the newly reported *Gracilaria* cf. *vermiculophylla* from Roscoff (Brittany, France). J. Appl. Phycol. 10(1): 59-66. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218171]

[9] Rueness, J. (2005). Life histories and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. Phycologia 44(1): 120-128. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=217988]

[10] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[11] Stegenga, H.; Karremans, M.; Simons, J. (2007). Zeewieren van de voormalige oesterputten bij Yerseke. Gorteria 32(2006): 125-143. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206430]

[12] Sfriso, A.; Maistro, S.; Andreoli, C.; Moro, I. (2010). First record of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta) in the Po delta lagoons, Mediterranean Sea (Italy). J. Phycol. 46(5): 1024-1027. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218201]

[13] Thomsen, M.S.; Gurgel, C.F.D.; Fredericq, S.; McGlathery, K.J. (2005). *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariales) in Hog Island Bay, Virginia: a cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. J. Phycol. 42(1): 139-141. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218440]

[14] Freshwater, D.W.; Greene, J.K.; Hamner, R.M.; Montgomery, F. (2006). Seasonality of the invasive seaweed *Gracilaria vermiculophylla* along the southeastern coast of North Carolina. J. North Carolina Acad. Sci. 122(2): 49-55. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218158]

[15] Nyberg, C.D.; Wallentinus, I. (2009). Long-term survival of an introduced red alga in adverse conditions. Mar. Biol. Res. 5(3): 304-308. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=218311]

[16] Jensen, A.T.; Uldahl, A.G.; Sjøgren, K.P.; Khan, M. (2007). The invasive macroalgae *Gracilaria vermiculophylla* — effects of salinity, nitrogen availability, irradiance and grazing on the growth rate. MSc Thesis. Roskilde University: Roskilde. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301933]

[17] Teso, S.V.; Bigatti, G.; Casas, G.; Piriz, M.L.; Penchaszadeh, P.E. (2009). Do native grazers from Patagonia, Argentina, consume the invasive kelp *Undaria pinnatifida*? Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales (1999) 11(1): 7-14. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297339]

[18] Nejrup, L.B.; Pederson, M.F.; Vinzent, J. (2012). Grazer avoidance may explain the invasiveness of the red alga *Gracilaria vermiculophylla* in Scandinavian waters. Mar. Biol. (Berl.) 159(8): 1703-1712. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=255680]

[19] Nylund, G.M.; Weinberger, F.; Rempt, M.; Pohnert, G. (2011). Metabolomic assessment of induced and activated chemical defence in the invasive red alga *Gracilaria vermiculophylla*. PLoS One 6(12): 12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218498]

[20] Thomsen, M.S.; McGlathery, K.J. (2007). Stress tolerance of the invasive macroalgae *Codium fragile* and *Gracilaria vermiculophylla* in a soft-bottom turbid lagoon. Biological Invasions 9(5): 499-513. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218204]

[21] Abreu, M.H.; Pereira, R.; Sousa-Pinto, I.; Yarish, C. (2011). Nitrogen uptake response of *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss under combined and single addition of nitrate and ammonium. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407(2): 190-199. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297341]

[22] Weinberger, F.; Buchholz, B.; Karez, R.; Wahl, M. (2008). The invasive red alga *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. Aquat. Biol. 3: 251-264. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297343]

[23] Raikar, S.; Lima, M.; Fuijita, Y. (2001). Effect of temperature, salinity and light intensity on the growth of *Gracilaria* spp. (Gracilariales, Rhodophyta) from Japan, Malaysia and India. Indian J. Mar. Sci. 30: 98-104. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297345]

[24] Hu, Z.-M.; Juan, L.-B. (2014). Adaptation mechanisms and ecological consequences of seaweed invasions: a review case of agarophyte *Gracilaria vermiculophylla*. Biological Invasions 16(5). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297347]

[25] Nyberg, C.D. (2007). Introduced marine macroalgae and habitat modifiers: the ecological role and significant attributes. PhD Thesis. Department of Marine Ecology, Göteborg University: Göteborg. 61 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301938]

[26] Nyberg, C.D.; Thomsen, M.S.; Wallentinus, I. (2009). Flora and fauna associated with the introduced red alga *Gracilaria vermiculophylla*. Eur. J. Phycol. 44(3): 395-403. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218162]

[27] Wijsman, J.W.M.; De Mesel, I. (2009). Duurzame schelpdiertransporten. IMARES Wageningen Report. Imares: Wageningen. 111 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207323]

[28] Krueger-Hadfield, S.A.; Kollars, N.M.; Byers, J.E.; Greig, T.W.; Hammann, M.; Murray, D.C.; Murren, C.J.; Strand, A.E.; Terada, R.; Weinberger, F.; Sotka, E.E. (2016). Invasion of novel habitats uncouples haplo-diplontic life cycles. Mol. Ecol. 25(16): 3801-3816. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312443]

[29] Thomsen, M.S.; Wernberg, T.; Tuya, F.; Silliman, B.R. (2009). Evidence for impacts of nonindigenous macroalgae: a meta-analysis of experimental field studies. J. Phycol. 45(4): 812-819. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297350]

[30] Martínez-Lüscher, J.; Holmer, M. (2010). Potential effects of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* on *Zostera marina* metabolism and survival. Mar. Environ. Res. 69(5): 345-349. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218315]

[31] Thomsen, M.S. (2010). Experimental evidence for positive effects of invasive seaweed on native invertebrates via habitat-formation in a seagrass bed. Aquat. Invasions 5(4): 341-346. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218178]

[32] Byers, J.E.; Gribben, P.E.; Yeager, C.; Sotka, E.E. (2012). Impacts of an abundant introduced ecosystem engineer within mudflats of the southeastern US coast. Biological Invasions 14(12): 2587-2600. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297352]

[33] Munari, C.; Bocchi, N.; Mistri, M. (2015). Epifauna associated to the introduced *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta; Florideophyceae: Gracilariales) and comparison with the native *Ulva rigida* (Chlorophyta; Ulvophyceae: Ulvales) in an Adriatic lagoon. Ital. J. Zoolog. 82(3): 436-445. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297353]

[34] Tyler, A.C.; McGlathery, K.J. (2006). Uptake and release of nitrogen by the macroalgae *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta). J. Phycol. 42(3): 515-525. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218207]

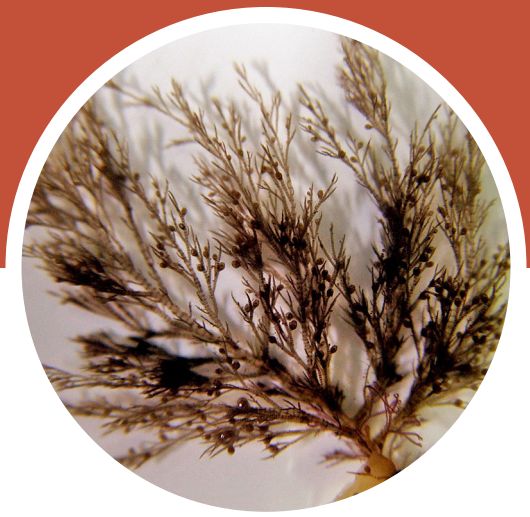
[35] Tyler, A.C.; McGlathery, K.J.; Macko, S.A. (2005). Uptake of urea and amino acids by the macroalgae *Ulva lactuca* (Chlorophyta) and *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta). Mar. Ecol. Prog. Ser. 294: 161-172. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218206]

[36] Invasive Species Specialist Group (ISSG) (2013). issg.org. http://www.issg.org/ (2013-07-17).

[37] Villanueva, R.D.; Sousa, A.M.M.; Gonçalves, M.P.; Nilsson, M.; Hilliou, L. (2010). Production and properties of agar from the invasive marine alga, *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta). J. Appl. Phycol. 22(2): 211-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=218208]

Melanothamnus harveyi

Violet buiswier



© Ignaçio Bárbara

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam

Melanothamnus harveyi (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017 [1]

Het Violet buiswier *Melanothamnus harveyi* is waarschijnlijk samen met **getransporteerde oesters en via vast-hechting op andere wieren** (Japans bessenwier *Sargassum muticum* en het Vertakt viltwier *Codium fragile*) **of scheepsrompen** in Europa terecht gekomen vanuit de **Stille Oceaan**. Dit roodwier werd voor het eerst langs onze kust waargenomen in **2000**, in de Spuikom van Oostende. In onze buurlanden werd de soort reeds eerder aangetroffen. Het Violet buiswier is vaak klein (10-15 cm) in omvang en naast het voorkomen op andere niet-inheemse wieren groeit de soort ook op klassieke harde substraten (kades, touwen, schelpdieren, etc.) langs de kust, in getijdenpoeltjes en havens.

Oorspronkelijke verspreiding

Er circuleren twee hypotheses rond de oorspronkelijke verspreiding van de soort. Een eerste stelt dat de soort geïntroduceerd zou zijn in de Atlantische oceaan vanuit de Stille Oceaan. Een andere hypothese is dat *Melanothamnus harveyi* eigenlijk inheems is in onze streken. Omdat er onvoldoende bewijzen zijn om de eerste hypothese tegen te spreken, wordt ervan uitgegaan dat de soort een exoot is in onze streken [2].

Eerste waarneming in België

De eerste melding van het Violet buiswier in Belgische wateren dateert van 2000, in de Spuikom in Oostende [3].

Verspreiding in België

Het Violet buiswier werd in 2000 zeer abundant waargenomen in de Spuikom van Oostende. Dit wier werd er in 2007 eveneens aangetroffen [4].

Verspreiding in onze buurlanden

Deze exoot werd voor het eerst gesignaleerd in Europa langsheen de kusten van West-Frankrijk rond 1832, onder de foutieve naam *Polysiphonia insidiosa* [5,6]. Mogelijk gebeurde de introductie vanuit Frankrijk naar Groot-Brittannië, waar de soort in 1908 voor het eerst nabij Weymouth (een schiereiland in het zuiden van Groot-Brittannië) werd waargenomen [7].

In Nederland werd de soort voor de eerste keer waargenomen in 1960 in het Kanaal door Zuid-Beveland [7]. Momenteel kan je het Violet buiswier ook terugvinden op verschillende plaatsen in de Waddenzee [8], het Grevelingenmeer, de Oosterschelde [9] en het Veerse meer [7].

Tegenwoordig kunnen in Europa populaties van het Violet buiswier aangetroffen worden van Noorwegen tot in de Middellandse Zee, inclusief de oostkust van Groot-Brittannië en Ierland [10].

Wijze van introductie

Er is geen zekerheid over hoe het Violet buiswier in Europa is terechtgekomen. Primaire introducties van dit roodwier hebben mogelijk plaatsgevonden als aangroei op oesterbroed

dat uit Japan werd ingevoerd [10], of als aangroei op andere niet-inheemse wieren (bv. Japans bessenwier *Sargassum muticum* of viltwier *Codium fragile*) die uit Japan zijn meegebracht [7].

Eens in Europa aangekomen, verliep de verspreiding van de soort mogelijk op verscheidene manieren. Enerzijds als aangroei op andere niet-inheemse wieren; soorten die worden gekenmerkt door een groot drijf- en driftvermogen waardoor ze gemakkelijk verspreiden langsheen kustgebieden [7]. Anderzijds kunnen ook artificiële drijvende substraten zoals visfuiken, touwen en rompen van boten de verspreiding van het wier in de hand werken [7]. Vermoedelijk zorgt ook het drukke verkeer van plezierjachten tussen jachthavens voor een verdere verspreiding van het roodwier [11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Violet buiswier groeit snel en kan zich snel voortplanten. De sporen van dit roodwier kunnen lang overleven in ongunstige omstandigheden en zich ontwikkelen wanneer de omstandigheden verbeteren [7].

In een omgeving waar wieren sterk begraasd worden is het Violet buiswier vaak één van de weinige soorten die kan overleven [7]. Dit komt vermoedelijk omdat het wier, net zoals nauw verwante wierensoorten, chemische stoffen vormt, die mogelijk dienen als een chemisch afweermiddel tegen organismen die op algen grazen [7].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Deze exoot kan worden teruggevonden op locaties met verschillende zoutgehaltes. Zo is de soort in de Nederlandse Waddenzee terug te vinden op verschillende plaatsen met een zoutgehalte variërend van 19 tot 31 psu [8]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee – waar de soort ook aanwezig is – heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

Het Violet buiswier tolereert ook grote temperatuurschommelingen. Experimenten tonen aan dat dit roodwier zich kan voortplanten bij temperaturen die variëren tussen 4 en 22°C [12]. In relatie tot de opwarming van de aarde verwacht men een verminderde fotosynthese door de hogere temperaturen. In combinatie met een verzuring van het zeewater (door meer CO_2), blijkt dat deze negatieve effecten verlicht worden. Opwarming van de aarde zal dus amper impact hebben op de dispersiecapaciteit van de soort [13].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Zowel in België, Nederland als in Groot-Brittannië worden gelijkaardige effecten vastgesteld die verband houden met de introductie van deze exoot. Op sommige plaatsen werd de

inheemse wierenflora vervangen door uitheemse wierenflora. Op deze locaties werd het Violet buiswier vaak waargenomen als aangroei op andere wieren [4,14]. Mogelijk draagt het Violet buiswier zelf bij aan de verdringing van inheemse soorten omwille van de hoge groeisnelheid van de soort [10]. De economische schade zou echter gering zijn [10]. Op heden werden nog geen maatregelen genomen om deze soort te verwijderen [10].

Specifieke kenmerken

Het Violet buiswier kan 10 tot 15 cm hoog worden, maar is meestal kleiner. Het is een sterk vertakt, bruinrood gekleurd wier, en is vooral terug te vinden op andere organismen zoals oesters en wieren (bv. viltwier of Japans bessenwier) en op artificiële substraten zoals touwen en pontons. Aangezien deze soort een andere plant als substraat gebruikt noemt men hem een epifyt. Maar het Violet buiswier is niet enkel een epifyt op andere wieren, het wier dient zelf ook als substraat voor andere organismen (zoals niet-inheemse rooddonswieren *Antithamnionella* sp.) [4].

De soort komt veelvuldig voor in havens, poelen en zoute binnenwateren. Ze wordt zowel laag in het intergetijdengebied als op een diepte van ongeveer 3 meter aangetroffen. De soort verkiest zones waar beschutting is tegen de golven (in havens), maar komt ook voor langsheen de kust, op plaatsen waar een matige golfwerking heerst [7,15].

Roodwieren die tot het geslacht *Melanothamnus* behoren kunnen enkel gedetermineerd worden onder de microscoop omdat de verschillende soorten met het blote oog bijna niet te onderscheiden zijn van elkaar. Uitsluitsel kan enkel worden gegeven op basis van de microscopische bouw van het wier [11]. Er is ook vaak verwarring tussen de soort *Melanothamnus harveyi* en *Melanothamnus japonica*. Na genetische analyse is er besloten dat het wel degelijk twee verschillende soorten zijn [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Melanothamnus harveyi* (Bailey) Díaz-Tapia & Maggs, 2017. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id= 1027787 (2024-10-18).

[2] Savoie, A.M.; Saunders, G.W. (2015). Evidence for the introduction of the Asian red alga Neosiphonia japonica and its introgression with *Neosiphonia harveyi* (Ceramiales, Rhodophyta) in the Northwest Atlantic. Mol. Ecol. 24(23): 5927-5937. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302039]

[3] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[4] Heytens, M.; De Clerck, O.; Coppejans, E. (2007). Studie van macrowiergemeenschappen van de Spuikom van Oostende in functie van de Kaderrichtlijn water. Universiteit Gent - Vakgroep Biologie - Afdeling Algologie: Gent. 65 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=118621]

[5] Maggs, C.A.; Hommersand, M.H. (1993). Seaweeds of the British Isles: Volume 1 Rhodophyta. Part 3A Ceramiales. Seaweeds of the British Isles, 1. Natural History Museum: London. ISBN 1-898298-81-5. 444 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=65109]

[6] McIvor, L.; Maggs, C.A.; Provan, J.; Stanhope, M.J. (2001). rbcL sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. Mol. Ecol. 10(4): 911-919. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206837]

[7] Maggs, C.A.; Stegenga, H. (1999). Red algal exotics on North Sea coasts. Helgol. Meeresunters. 52: 243-258. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110857]

[8] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[9] Stegenga, H. (2002). De Nederlandse zeewierflora: van kunstmatig naar exotisch? Het Zeepaard 62(1): 13-24. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=22955]

[10] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[11] Kerckhof, F.; Stegena, H. (2003). Nieuwe *Polysiphonia*-soorten voor België en Noord-Frankrijk, met een gereviseerde determineertabel voor de soorten van het geslacht *Polysiphonia* in deze regio. Dumortiera 80: 40-45. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=38761]

[12] Koch, C. (1986). Attempted hybridization between *Polysiphonia fibrillosa* and *P. violacea* (Bangiophyceae) from Denmark; with culture studies primarily on *P. fibrillosa*. Nord. J. Bot. 6(1): 123-128. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206897]

[13] Olischläger, M.; Wiencke, C. (2013). Ocean acidification alleviates low-temperature effects on growth and photosynthesis of the red alga *Neosiphonia harveyi* (Rhodophyta). J. Exp. Bot. 64(18): 5587-5597. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302040]

[14] Stegenga, H.; Prud'homme van Reine, W.F. (1998). Changes in the seaweed flora of the Netherlands, in: Scott, G.W. et al. Changes in the marine flora of the North Sea. Centre for European Research into Coastal Issues (CERCI): Scarborough: pp. 77-87. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=205502]

[15] Stegenga, H.; Mol, I. (1983). Flora van de Nederlandse zeewieren. Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, 33. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV): Hoogwoud. 263 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=11712]

Nitophyllum stellatocorticatum

Stippeltjeswier

© Ingrid Jonckheere

Lector
Ingrid Jonckheere

Wetenschappelijke naam
Nitophyllum stellatocorticatum Okamura, 1932 [1]

Het Stippeltjeswier *Nitophyllum stellatocorticatum* is een roodwier dat zijn oorsprong kent in de **noordwestelijke Stille Oceaan**, nabij Japan en Korea. De soort werd allicht via **transport van schelpdieren** voor aquacultuurdoeleinden in West-Europa geïntroduceerd. Op basis van de huidige observaties lijkt het voorkomen van deze soort zich op heden nog te beperken tot het Nederlands Deltagebied (sinds 2006), de Franse Middellandse Zeekust (sinds 2003) en de Oostendse Spuikom in België (sinds **2023**). De soort komt voor in stilstaand water in de laag litorale en sublitorale zone, maar er is weinig bekend over de fysicochemische tolerantie van deze soort.

Oorspronkelijke verspreiding

Dit roodwier komt oorspronkelijk voor in het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan (Japan, Korea) [2].

Eerste waarneming in België

Op 9 juli 2023 werd het Stippeltjeswier voor het eerst aangetroffen in de Oostendse Spuikom, in grote plakken op de pontons [3].

Verspreiding in België

In België werd dit roodwier tot op heden enkel in de Oostendse Spuikom aangetroffen [3].

Verspreiding in onze buurlanden

Het Stippeltjeswier werd in Nederland voor de eerste maal aangetroffen in 2006, in de Oosterschelde [4]. Tot op vandaag lijkt de verspreiding zich hoofdzakelijk te beperken tot de Oosterschelde en het Grevelingenmeer, waar dit roodwier sinds 2022 steeds meer wordt gezien [3-5]. In het westelijk deel van het Middellandse Zeegebied werd het Stippeltjeswier in de zomer van 2003 aangetroffen in de Thau lagune nabij Montpellier (Frankrijk) [6,7], een lagune waar de Japanse oester geïmporteerd werd voor kweekactiviteiten [6]. In het uiterst westelijke deel van de Middellandse Zee wordt de soort als gevestigd beschouwd [7].

Wijze van introductie

Deze soort werd vermoedelijk in nieuwe gebieden geïntroduceerd (zowel primair als secundair) via het transport van schelpdieren voor aquacultuurdoeleinden [3,6], al kan ook de aangroei op scheepsrompen als potentiële introductievector niet uitgesloten worden [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Stippeltjeswier komt voor in stilstaand water in de laag litorale en sublitorale zone [3,4]. Er is weinig absolute informatie gekend over de tolerantielimieten van deze soort tegenover fysicochemische variabelen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Geen informatie beschikbaar.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen effecten of maatregelen gekend die verband houden met het voorkomen van het Stippeltjeswier.

Specifieke kenmerken

Stippeltjeswier kan tot 30 cm lang worden en voelt dun en zeer zacht aan. Dit roodwier is doorzichtig en lichtrood tot roze van kleur. De bladeren zijn één cellaag dik, hebben geen nerven en kunnen zowel tamelijk regelmatig dichotoom als onregelmatig vertakt zijn. Het kreeg de naam Stippeltjeswier omdat bij fertiele exemplaren de voortplantingsorganen als Stippeltjes op de bladeren verspreidt liggen [2]. Bij de exemplaren die in de Spuikom werden aantroffen ontbraken de Stippeltjes [3]. Zo kunnen niet-fertiele exemplaren verward worden met andere bladvormige roodwieren, waardoor een microscoop nodig is om ze met zekerheid te kunnen determineren [4].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Nitophyllum stellatocorticatum* Okamura, 1932. https://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=652187 (2024-10-18).

[2] Van der Loos, L.; Karremans, M.; Perk, F. (2021). Veldgids Zeewieren. KNNV Uitgeverij: Zeist. ISBN 978 90 5011 8019. 302 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=336668]

[3] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=394050]

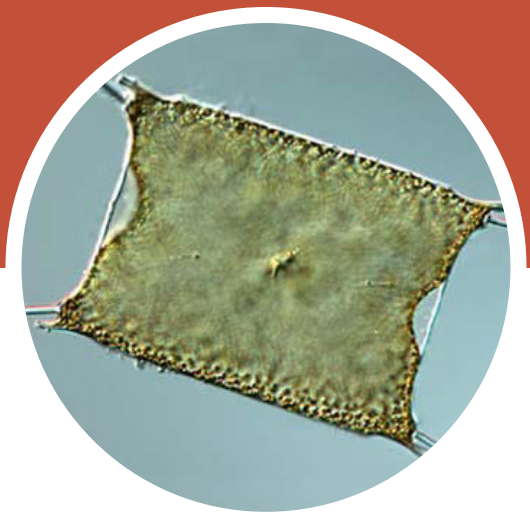
[4] ANEMOON Verspreidingsatlas Wieren. *Nitophyllum stellato-corticatum* Okamura, 1932. https://www.verspreidingsatlas.nl/S372437 (2024-03-26).

[5] GBIF. *Nitophyllum stellato-corticatum* Okamura, 1932. https://www.gbif.org/occurrence/map?taxon_key=2662093 (2024-03-26).

[6] Mineur, F.; Belsher, Th.; Johnson, M.P.; Maggs, C.A.; Verlaque, M. (2007). Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. Biol. Conserv. 137(2): 237-247. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393682]

[7] Zenetos, A.; Gofas, S.; Verlaque, M.; Cinar, M.E.; García Raso, J.E.; Bianchi, C.N.; Morri, C.; Azzurro, E.; Bilecenoglu, M.; Froglia, C.; Siokou, I.; Violanti, D.; Sfriso, A.; San Martín, G.; Giangrande, A.; Katagan, T.; Ballesteros, E.; Ramos Esplá, A.A.; Mastrototaro, F.; Ocaña, O.; Zingone, A.; Gambi, M.C.; Streftaris, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. Mediterr. Mar. Sci. 11(2): 381-493. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=287592]

Odontella sinensis



© Mona Hoppenrath - planktonnet.awi.de

Lector
Koen Sabbe

Wetenschappelijke naam
Odontella sinensis (Greville) Grunow, 1884 [1]

De planktonische diatomee *Odontella sinensis* kwam vroeger enkel voor in de **Indo-Pacifische regio**, maar maakte in het begin van de 20e eeuw de overtocht naar Europa. Meer dan waarschijnlijk gebeurde deze verplaatsing via **ballastwater** in schepen. Nadien kon het leefgebied lokaal verder uitgebreid worden via transport met de heersende zeestromingen. Dit kiezelwier verspreidde zich op minder dan tien jaar over de Europese wateren. Het werd al in **1904** voor het eerst aan de Belgische kust opgemerkt. Het is ondertussen een algemene diatomeeënsoort, die een vaste plaats inneemt in het marien plantaardig plankton.

Oorspronkelijke verspreiding

Dit kiezelwier komt oorspronkelijk uit de Chinese wateren [2], maar ook de Rode Zee en de Indische Oceaan worden genoemd als oorsprongsgebieden [3].

De exoot behoort tot het plantaardig plankton en leeft in de bovenste lagen van de waterkolom, waar voldoende licht doordringt om aan fotosynthese te kunnen doen (het proces waarbij CO_2 met behulp van zonlicht wordt opgezet naar zuurstof en energie (koolhydraten)). *Odontella sinensis* is een soort die zowel in open zee, in de kustwateren als in het brakke water gedijt [4].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming in de Belgische kustwateren dateert van november 1904. Het kiezelwier werd in deze maand op vier verschillende stations waargenomen. De hoogste abundantie vond men in open water op ongeveer 15 km voor de kust van Wenduine. Ook de drie andere waarnemingen vonden in open zee plaats [3].

Mogelijk kwam de soort al vóór 1889 (eerste waarneming in de Noordzee) bij ons voor, maar pas rond 1903 kreeg hij voldoende kansen om te groeien en werd waarschijnlijk toen pas door meerdere waarnemers opgemerkt [5-7].

Verspreiding in België

Na de eerste waarneming in 1904, werd dit kiezelwier in 1906 gesignaleerd in Nieuwpoort en in Zandvliet, en in 1909 ter hoogte van de zandbank Wandelaar (gelegen in de Noordzee, tussen Wenduine en Zeebrugge) [7]. Verder werd de soort tussen 1921 en 1955 gesignaleerd ter hoogte van de zandbank Westhinder (gelegen in de Noordzee, ongeveer tussen Oostende en Nieuwpoort). Ook in de haven van Oostende werd dit kiezelwier in 1953 en 1954 aangetroffen [8], en nog eens in 1959 [7]. Ondertussen wordt deze soort beschouwd als een gevestigde soort in België [9]. Ondanks het ontbreken van recente publicaties die melding maken van het voorkomen van deze soort voor de Belgische kust, wordt het algemeen voorkomen van deze soort tot op vandaag bevestigd [10].

Verspreiding in onze buurlanden

De soort wordt als gevestigd beschouwd aan de Atlantische kust, van Normandië (Frankrijk) tot centraal Noorwegen, inclusief in de Noordzee en de Baltische Zee [4]. De vroegste waarneming in de Noordzee dateert van 1889, hoewel dit toen nog onder een andere naam geschiedde: *Biddulphia sinensis*. Hiermee is het waarschijnlijk ook een van

de eerste uitheemse fytoplanktonsoorten die in Europa werd opgemerkt [3,6,11]. Sindsdien breidde de soort uit over de hele Noordzee, het Kanaal, de westelijke Oostzee, de kust van Noorwegen en uiteindelijk in 1909 ook in de Ierse Zee [12].

In Nederland dateert de eerste observatie van november 1905, waarbij de soort in de zuidelijke Noordzee werd aangetroffen [3,13]. In 1920 behoorde dit kiezelwier tot één van de meest voorkomende soorten bij Den Helder (Noord-Holland) en in het IJsselmeer [12]. Daarna is dit kiezelwier nog frequent over gans Nederland gesignaleerd [14]. In Frankrijk werd het kiezelwier voor het eerst vóór 1930 waargenomen [15].

Wijze van introductie

Introductie in Europa gebeurde via het ballastwater van schepen [3]. Dit is mogelijk doordat sommige diatomeën ruststadia kunnen vormen [4]. Dit zijn speciale cellen die ongunstige omstandigheden kunnen overleven, zoals het langdurig wegvallen van licht in een ballastwatertank. Eens de licht-, temperatuur- en nutriëntcondities weer optimaal zijn, zal dit kiezelwier weer naar zijn normale toestand transformeren [16]. Dit is mogelijk het eerste organisme dat door transport via ballastwater een gebied gekoloniseerd heeft [17].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het kiezelwier *Odontella sinensis* plant zich vooral op ongeslachtelijke manier voort en af en toe via geslachtelijke voorplanting. Het is aangetoond dat deze soort onder laboratoriumcondities één tot twee celdelingen per dag kan uitvoeren als er voldoende voedingsstoffen aanwezig zijn. Deze snelle deling kan leiden tot een explosieve groei van de populatie en zelfs tot een bloei. In Europa is de soort het meest abundant tussen de herfst en de lente. Zo kan de soort zelfs in november en december nog een bloei vormen. Een dergelijke bloei leidt tot competitie met ander plantaardig plankton (i.e. fytoplankton), waardoor de groei van andere soorten geremd wordt [4]. In het Kanaal ontwikkelde deze exoot zich op deze manier tot één van de meest dominante fytoplanktonsoorten [11].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De exoot *Odontella sinensis* verdraagt een brede gradiënt van omgevingsfactoren. Dit kiezelwier kan voorkomen bij watertemperaturen tussen 1 en 27 °C, maar optimale condities doen zich voor tussen 2 tot 12 °C [4]. Gewoonlijk vind je dit kiezelwier in zoutgehaltes van 27 (brak) tot 35 (zout) psu, hoewel zoutgehaltes tussen 2 (zoeter brak) en 35 psu (zout) getolereerd worden [4]. Gezien de soort aan fotosynthese doet en hierbij afhankelijk is van het indringende licht, wordt zijn verspreiding beperkt tot de bovenste waterlagen [4].

Vóór 2003 kwam *Odontella sinensis* relatief weinig voor in de Belgische wateren. Echter, de uitzonderlijk warme zomers tussen 2001 en 2005 en de vrij koude herfst en wintermaanden in diezelfde periode stimuleerden de groei van *Odontella sinensis*. De hierop volgende nattere zomers en mildere winters resulteerden opnieuw in een verminderde aanwezigheid van de soort. De klimaatverandering zou daarentegen de bloeien van *Odontella sinensis* in de Noordzee weer kunnen doen toenmen in de toekomst [6].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Tijdens een bloei van het kiezelwier *Odontella sinensis* kunnen de inheemse fytoplanktonsoorten ook nog in hoge aantallen voorkomen, maar hun populatiegroei wordt wel afgeremd. Dit toont aan dat dit kiezelwier wel degelijk een effect heeft op zijn omgeving [4]. Er zijn op heden nog geen nadelige economische effecten gekend die aan het voorkomen van dit kiezelwier kunnen worden gelinkt [18].

Specifieke kenmerken

Kiezelwieren, ook wel diatomeeën genoemd, zijn ééncellige wieren en enkel microscopisch te bestuderen. Ze hebben een extern kiezelskelet (van siliciumdioxide) dat bestaat uit twee helften die als een doos en deksel in elkaar passen, met daar tussenin enkele zogenaamde gordelbanden. De twee helften worden de 'schaaltjes' genoemd (valvae). De schaaltjes hebben variabele vormen en ornamentaties en worden daarom gebruikt om soorten van elkaar te onderscheiden [14]. Kenmerkend voor deze soort is het rechthoekig uitzicht met aan elke hoek een uitsteeksel [19].

Dit kiezelwier komt alleen of in paren voor [4], het plant zich het hele jaar door voort en bloeit soms zelfs in november/december. In Europese wateren komt de soort het meest voor van de herfst tot de lente. Zijn levenscyclus bevat een aseksueel en een seksueel stadium. De aseksuele reproductie bestaat uit celdeling. Bij de ongeslachtelijke voortplanting van diatomeeën worden nieuwe schaaltjes gevormd binnen de moedercel. De schaaltjes van de moedercel worden de nieuwe dekseltjes, terwijl de nieuw gevormde schaaltjes de nieuwe doosjes vormen. Hierdoor ontstaan na de celdeling twee nieuwe cellen van ongelijke grootte. Eén van de nieuwe cellen (die met het oorspronkelijke dekseltje van de moedercel) is even groot als de moedercel. Het andere individu bestaat uit het oorspronkelijke doosje van de moedercel (dat nu het dekseltje van de nieuwe cel vormt) en een nieuwgevormd doosje. Hierdoor is deze cel kleiner dan de moedercel en wordt bij elke deling een deel van de populaties alsmaar kleiner, tot ze op een bepaald moment niet meer leefbaar zijn. Hierop antwoorden diatomeeën met geslachtelijke voortplanting, zodat de dochtercel ongelimiteerd kan groeien en de diatomeeën opnieuw hun oorspronkelijke grootte kunnen bereiken [20].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Odontella sinensis* (Greville) Grunow, 1884. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=149095 (2024-10-18).

[2] Boalch, G.T.; Harbour, D.S. (1977). Unusual diatom off the coast of south-west England and its effect on fishing. Nature (Lond.) 269: 687-688. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113662]

[3] Ostenfeld, C.H. (1908). On the immigration of *Biddulphia sinensis* Grev. and its occurrence in the North Sea during 1903-1907 and on its use for the study of the direction and rate of flow of the currents. Meddelelser fra Kommissionen for Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser: serie Plankton 1(6): 1-44. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=39929]

[4] Gollasch, S. (2009). *Odontella sinensis* (Greville) Grunow, Chinese diatom (Eupoodiscaeae, Bacillariophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 288. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=135024]

[5] Gomez, F. (2008). Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European Seas. Mar. Pollut. Bull. 56(4): 620-628. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297596]

[6] Gomez, F.; Souissi, S. (2010). The diatoms *Odontella sinensis, Coscinodiscus wailesii* and *Thalassiosira punctigera* in the European Atlantic: recent introductions or overlooked in the past? Fresenius Envir. Bull. 19(8): 1424-1433. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206979]

[7] Kufferath, H. (1952). Recherches sur le plancton de la mer flamande (mer du Nord méridionale): II. Biddulphiaeae, Proteomyxa, Rhizomastigina, Heliozoa, Amoebina. Bull. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 28(10): 1-39. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=20625]

[8] Van Meel, L. (1957). Biddulphia sinensis R. Greville. 1866. Contribution à l'écologie d'une diatomée du plankton marin de la Mer du Nord. Bull. Jard. Bot. Etat Brux. 27(4): 695-702. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=12157]

[9] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[10] Sabbe, K. (2019). Persoonlijke mededeling.

[11] Boalch, G.T. (1987). Changes in the phytoplankton of the western English Channel in recent years. Eur. J. Phycol. 22(3): 225-235. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142914]

[12] Van Goor, A.C.J. (1922). Het phytoplankton, in: Redeke, H.C. Flora en fauna der Zuiderzee: Monografie van een brakwatergebied. C. De Boer Jr.: Den Helder: pp. 92-123. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=115195]

[13] van Breemen, P.J. (1906). Bemerkungen über einige Planktonformen. Verh. Rijksinst. Onderz. Zee. 1(5): 1-7. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=195989]

[14] Van der Werff, A.; Huls, H. (1957-1976). Diatomeeënflora van Nederland: Deel 1-10. [S.n.]: Den Haag. 574 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=58460]

[15] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[16] Laing, I.; Gollasch, S. (2002). *Coscinodiscus wailesii*: a nuisance diatom in European waters, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 53-55. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40581]

[17] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

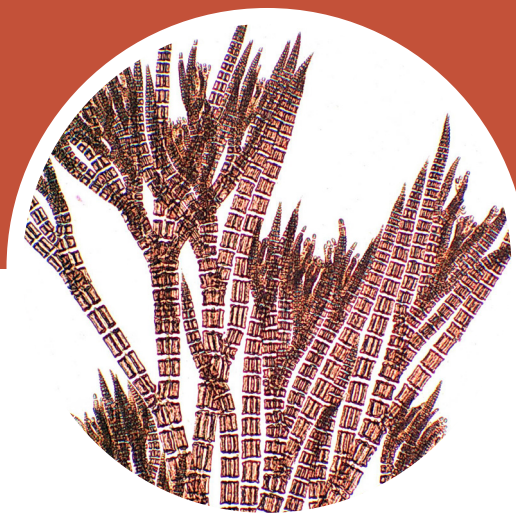
[18] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[19] Tomas, C.R. (Ed.) (1997). Identifying marine phytoplankton. Academic Press: San Diego. ISBN 0-12-693018-X. XV, 858 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19862]

[20] Mennema, J. (1958). De voortplanting van de kiezelwieren. Het Zeepaard 18(6-7): 85-88. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=114658]

Polysiphonia senticulosa

Puntig buiswier



© Herre Stegenga

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam
Polysiphonia senticulosa Harvey, 1862 [1]

Het Puntig buiswier *Polysiphonia senticulosa* is een roodwier afkomstig uit het **noorden van de Stille Oceaan**. Dit wier werd waarschijnlijk in de Europese wateren **geïntroduceerd samen met Japanse oesters of** doordat het wier zich **vasthechtte op scheepsrompen**. Het werd voor het eerst langs de Belgische kust waargenomen op 26 maart **2001**, in de Spuikom van Oostende. Het Puntig buiswier hecht zich hoofdzakelijk vast op harde substraten zoals rotsen en oesters, maar in beschutte gebieden met geringe stroming en golfslag worden ze tevens op andere wieren aangetroffen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Puntig buiswier is afkomstig uit het noordwesten en noordoosten van de Stille Oceaan. De soort wordt vaak verward met het inheems Fijn buiswier *Polysiphonia stricta* of met een ander exotisch roodwier, *Polysiphonia morrowii*. Sommigen opperen dat *Polysiphonia morrowii* en *Polysiphonia senticulosa* één en hetzelfde wier betreft [2].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van het Puntig buiswier dateert van 26 maart 2001, nabij een oesterkwekerij in de Spuikom van Oostende [3].

Verspreiding in België

Het jaar na de eerste waarneming (2001), werd het Puntig buiswier massaal waargenomen op diverse substraten op de bodem van de Spuikom van Oostende, voornamelijk op plaatsen waar de golfslag gering was [3]. Na 2002 werd het Puntig buiswier niet meer waargenomen. Sinds 2006 is het echter opnieuw abundant aanwezig [4]. Meldingen in 2007 van *Polysiphonia morrowii* in de Spuikom van Oostende [5] betreffen dezelfde soort [6]. In België werden tot op heden geen meldingen gemaakt van het wier buiten de Spuikom.

Verspreiding in onze buurlanden

In Europa werd het Puntig buiswier voor het eerst waargenomen in Nederland in 1993. De exoot werd aangetroffen in Gorishoek langs de noordelijke oevers van de Oosterschelde [2]. In 1999 was het Puntig buiswier al overal terug te vinden in de Oosterschelde, waarbij het op sommige plaatsen abundant voorkwam (bv. op de Oesterbank in Yerseke) [7].

In het Middellandse Zeegebied – namelijk in Frankrijk (lagune van Thau) [8] en Italië (Venetië) [9] – werden er roodwieren onder de naam *Polysiphonia morrowii* gemeld. Mogelijk betreffen deze eveneens het Puntig buiswier.

Wijze van introductie

Er kan geen uitsluitsel gegeven worden over de wijze waarop het Puntig buiswier in onze streken verzeild is geraakt. Waarschijnlijk kwam deze exoot in onze contreien terecht als aangroei op kweekoesters, afkomstig uit het noorden van de Stille Oceaan.

Het is opmerkelijk dat de exemplaren die in de Spuikom van Oostende worden aangetroffen waarschijnlijk niet afkomstig zijn uit Nederland, de enige andere plaats in Noord-Europa

waar de soort momenteel voorkomt. Er worden immers geen oesters uit Nederland geïmporteerd. Vermoedelijk werd het Puntig buiswier in België geïntroduceerd via de import van kweekoesters uit de Canadese Westkust (British Columbia), het oorsprongsgebied van deze soort [3,7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Opvallend aan het Puntig buiswier is dat het een echte wintersoort is. In de zomer sterft het wier volledig af, al kan wel nog de zodevormende basis teruggevonden worden [10]. Het begint pas terug te groeien in het najaar, uit sporen die het jaar ervoor gevormd zijn en die zich tijdens de zomer in een rustfase bevinden (of uit de zodevormende basis). De meeste andere wieren komen voor in de zomer en zijn minder abundant tijdens de winter. Er is bijgevolg weinig competitie voor het Puntig buiswier in de wintermaanden waardoor dit wier goed gedijt [11].

Het Puntig buiswier hecht zich vast op harde substraten zoals rotsen en oesters, maar ook op andere wieren [12], vooral in beschutte gebieden waar stroming en golfslag gering zijn [3]. Een stijging van het aantal (artificiële) harde substraten zoals kademuren, pontons en oesterbanken kan de verspreiding van deze inwijkeling in de hand werken.

Over de andere factoren die mee het succes van deze exoot in de lage landen bepalen, is op dit moment weinig geweten [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Puntig buiswier blijkt een wintersoort te zijn. In de zomermaanden, wanneer de watertemperatuur stijgt, is deze volledig afwezig, al kan de zodevormende basis nog aangetroffen worden (zie boven). In de winter, wanneer de meeste andere soorten niet gedijen, groeit deze exoot uit ruststadia (of uit de zodevormende basis) en plant hij zich voort [13].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In Nederland zijn bepaalde inheemse algengemeenschappen volledig vervangen door uitheemse algenflora, waaronder het Japans bessenwier (*Sargassum muticum*) en het Puntig buiswier [14]. Het Puntig buiswier is echter klein en groeit vaak op andere wieren. Bijgevolg stelt zich de vraag of deze soort in competitie treedt met inheemse wieren. Hoewel de soort in Nederland na introductie invasief is gebleken, is over zijn precieze effecten in de literatuur momenteel niets terug te vinden [15]. Er werden nog geen maatregelen ondernomen om de soort te bestrijden.

Specifieke kenmerken

Het Puntig buiswier is een donkerrood, tot bijna zwart gekleurd wier, dat tot 30 cm groot kan worden. Het is in onze streken een echte wintersoort [11], die voorkomt van oktober tot juni. Tijdens de zomer vormt het Puntig buiswier ruststadia die tijdens de herfst weer uitgroeien tot volwassen exemplaren [14]. Deze soort groeit meestal op harde substraten (natuurlijk of artificieel) of komt voor op andere organismen, zoals oesters en andere wieren [12]. Het Puntig buiswier wordt aangetroffen onder de laagwaterlijn, in een omgeving beschut tegen stroming en golfwerking, en in getijdenpoelen [16].

Het Puntig buiswier vertoont veel gelijkenissen met het in onze streken inheemse Fijn buiswier *Polysiphonia stricta*. Beide soorten kunnen echter onderscheiden worden op basis van de stekelpunt op de korte zijtakjes van het Puntig buiswier. Deze zijn afwezig bij het Fijn buiswier [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Polysiphonia senticulosa* Harvey, 1862. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=144665 (2024-10-18).

[2] Maggs, C.A.; Stegenga, H. (1999). Red algal exotics on North Sea coasts. Helgol. Meeresunters. 52: 243-258. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110857]

[3] Kerckhof, F.; Stegena, H. (2003). Nieuwe *Polysiphonia*-soorten voor België en Noord-Frankrijk, met een gereviseerde determineertabel voor de soorten van het geslacht Polysiphonia in deze regio. Dumortiera 80: 40-45. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=38761]

[4] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2007). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 21-23 March 2007 Dubrovnik, Croatia. CM Documents - ICES. CM 2007(ACME:05). ICES: Copenhagen. 160 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206974]

[5] Heytens, M.; De Clerck, O.; Coppejans, E. (2007). Studie van macrowiergemeenschappen van de Spuikom van Oostende in functie van de Kaderrichtlijn water. Universiteit Gent - Vakgroep Biologie - Afdeling Algologie: Gent. 65 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=118621]

[6] De Clerck, O. (2011). Persoonlijke mededeling.

[7] Gollasch, S.; Kieser, D.; Minchin, D.; Wallentinus, I. (Ed.) (2007). Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002: Ten-year summary of National Reports considered at meetings of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms. ICES Cooperative Research Report, 284. ICES: Copenhagen. ISBN 87-7482-056-7. 149 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=110296]

[8] Verlaque, M. (2001). Checklist of the macroalgae of Thau Lagoon (Hérault, France), a hot spot of marine species introduction in Europe = Inventaire des macroalgues de l'étang de Thau (Hé-rault, France), un lieu privilégié d'introduction d'espèces marines en Europe. Oceanol. Acta 24(1): 29-49. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207324]

[9] Curiel, D.; Bellemo, G.; La Rocca, B.; Scattolin, M.; Marzocchi, M. (2002). First report of *Polysiphonia morrowii* Harvey (Ceramiales, Rhodophyta) in the Mediterranean Sea. Bot. Mar. 45: 66-70. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=40681]

[10] van de Loos, L. (2020). Persoonlijke mededeling.

[11] Stegenga, H. (2002). De Nederlandse zeewierflora: van kunstmatig naar exotisch? Het Zeepaard 62(1): 13-24. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=22955]

[12] Nelson, W.A.; Maggs, C.A. (1996). Records of adventive marine algae in New Zealand: *Antithamnionella ternifolia, Polysiphonia senticulosa* (Ceramiales, Rhodophyta), and *Striaria attenuata* (Dictyosiphonales, Phaeophyta). N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 30(449-453). [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18581]

[13] Stegenga, H. (1998). Nieuwe gevestigede soorten van het geslacht *Polysiphonia* (Rhodophyta Rhodomelaceae) in Zuidwest Nederland. Gorteria 24: 149-156. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=40461]

[14] Stegenga, H.; Prud'homme van Reine, W.F. (1998). Changes in the seaweed flora of the Netherlands, in: Scott, G.W. et al. Changes in the marine flora of the North Sea. Centre for European Research into Coastal Issues (CERCI): Scarborough: pp. 77-87. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=205502]

[15] Wijsman, J.W.M.; De Mesel, I. (2009). Duurzame schelpdiertransporten. IMARES Wageningen Report. Imares: Wageningen. 111 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207323]

[16] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

Sargassum muticum

Japans bessenwier

© Graça Gaspar

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam
Sargassum muticum (Yendo) Fensholt, 1955 [1]

Het Japans bessenwier *Sargassum muticum* kwam oorspronkelijk enkel voor langs de **kusten van Japan, Rusland, Korea en China**. Dit bruinwier werd in Europa **ingevoerd samen met de Japanse oesters** (rechtstreeks uit Azië of met een Japans bessenwier geïnfecteerde kweek uit Canada). Hoewel Japans bessenwier al sinds de **jaren '70** regelmatig bij ons **aanspoelt** werden de eerste **vastzittende** exemplaren pas in **1999** aangetroffen, in de haven van Zeebrugge. In gebieden waar het Japans bessenwier een succesvolle invasie kent (niet in België), verdringt het de oorspronkelijke soorten door zijn snelle groei. Anderzijds ondersteunen drijvende wierpakketten op zee een rijke gemeenschap van mariene organismen die het zeewier gebruiken als voedselbron, beschutting, foerageergebied of vasthechtingsoppervlak.

Oorspronkelijke verspreiding

Japans bessenwier kwam oorspronkelijk enkel voor in het noordwesten van de Stille Oceaan langs de kusten van Japan, Rusland, Korea en China [2].

Eerste waarneming in België

Losgeslagen en met de stroming meegevoerde pakketten Japans bessenwier spoelen sinds 1972-1973 aan op de Belgische kust [3]. De eerste vondst van een ter plaatse groeiend exemplaar dateert van 18 juni 1999, en werd gevonden in de haven van Zeebrugge (Verbindingsdok) op 3 meter diepte [4].

Verspreiding in België

Aanspoelsels van Japans bessenwier komen vaak voor langs onze kustlijn [3]. Van alle drijvende wierpakketten voor onze kust zijn immers de meeste toe te schrijven aan dit grote bruinwier [5]. De soort werd in België voor het eerst vastgehecht waargenomen in Zeebrugge [4], waar het zich in het hele havengebied stabiel verspreidde [6]. In het jaar 2000 werden er exemplaren in de Spuikom van Oostende gevonden. Bizar genoeg bleken er in de Spuikom tussen 2002 en 2004 geen vastgehechte exemplaren voor te komen. Vanaf 2005 kwam het wier er dan weer wel voor [6]. Vandaag worden groeiende exemplaren van het Japans bessenwier eveneens in De Panne, de Oostendse haven, De Haan en het Zwin waargenomen [7].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van Japans bessenwier in Europa vond plaats op 17 februari 1973. Het ging meteen om een dertigtal vastgehechte exemplaren in de lagunes rond Bembridge, op het eiland Wright (ten zuiden van Engeland) [8-10]. Het is echter zeker dat het Japans bessenwier al enkele jaren eerder in die regio aanwezig was, aangezien er sinds 1971 exemplaren langs de Engelse kust aanspoelden [10]. In het Verenigd Koninkrijk wordt deze soort, samen met andere uitheemse soorten, nauw opgevolgd via het *Marine Aliens Project* [16]. In Ierland werd de soort pas in 2002 opgemerkt waar het blijft uitbreiden en als potentieel hoog invasief beschouwd wordt [17].

In Frankrijk werden er pas voor het eerst in 1976 groeiende exemplaren van het wier waargenomen [11]. Het Japans bessenwier verspreidde zich verder langs de Atlantische kusten – van Noorwegen tot Spanje – en in de Middellandse Zee. Deze verspreiding gebeurde voornamelijk op natuurlijke wijze – met behulp van de heersende zeestromingen – maar werd waarschijnlijk ook gefaciliteerd door oestertransport [8,11].

De eerste aangespoelde wierfragmenten werden in Nederland op het eiland Texel in april-mei 1977 waargenomen [3,12]. De eerste vastgehechte wieren werden in Nederland pas in 1980 aangetroffen. De soort was plots wijdverspreid en kwam zowel langs het eiland Texel, in het Grevelingenmeer, in het havenkanaal van Goes en in de Oosterschelde voor [13,14]. Vandaag groeien er vooral in het Grevelingenmeer en in de Europoort in de Rotterdamse haven veel exemplaren [11].

In Zweden werd deze soort gesignaleerd bij de uitstroom van koelwater afkomstig van energiecentrales [15].

In de toekomst zou de klimaatsverandering de belangrijkste aanleiding voor areaaluitbreiding van deze soort richting het noorden kunnen vormen [16].

Wijze van introductie

De import van oesters bracht het wier van Japan naar West-Canada, waar het Japans bessenwier voor het eerst in 1944 opgemerkt werd. Men vermoedt nu dat het wier op dezelfde manier vanuit West-Canada in Frankrijk geïntroduceerd werd. Vanuit Frankrijk verspreidde het wier zich waarschijnlijk op natuurlijke wijze verder doorheen Europa [8,11].

Natuurlijke verspreiding gebeurt voornamelijk via fertiele zijtakken. Deze kunnen zich losrukken en zich via de zeestroming verspreiden, en vervolgens in nieuwe gebieden voor nakomelingen zorgen. Zelfs het hele wier kan – samen met het substraat waaraan het is vastgehecht – beginnen drijven en zo in nieuwe gebieden terechtkomen. Hoewel het wier – eens losgerukt – zich niet op een nieuwe plek kan vestigen, kan het zich wel nog voortplanten [8,18].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Japans bessenwier kent een hoge groeisnelheid [19] en kan in het wild tot 4 cm per dag groeien [8]. Dit niet-inheemse wier kan tot 10 meter [8] lang worden en produceert een groot aantal nakomelingen [20].

Tijdens de zomer en het najaar breken de zijtakken af en daarmee soms ook rijpe voortplantingsstructuren, ook wel receptacula genoemd. Deze drijven verder weg en kunnen tot drie maanden overleven [21]. De receptacula produceren zowel eicellen (tot 300) als zaadcellen en doen aan zelfbevruchting. Eén exemplaar van amper 15 gram kan meer dan een half miljoen nakomelingen produceren [20], vaak op aanzienlijke afstand van de ouderorganismen. Dit nomadisch bestaan draagt sterk bij tot het succes van de wiersoort.

Ondanks deze eigenschappen gedraagt het Japans bessenwier zich niet als een typische exoot. De typische exoot heeft namelijk een korte levenscyclus, waarin hij op een zo jong mogelijke leeftijd zo veel mogelijk nakomelingen produceert en vervolgens een vroege dood sterft. Het Japans bessenwier verschilt hiervan door zijn lange levensduur van gemiddeld zeven jaar. Daarenboven zou de aanwezigheid van andere exemplaren de jonge wieren helpen om zich te vestigen. Dit laatste suggereert dat deze soort zijn omgeving kan aanpassen aan zijn eigen noden [22].

Grazers die zich voeden met wieren hebben vaak een specifiek dieet en stappen niet snel over wanneer zich een nieuwe voedselbron aanbiedt. Hierbij kan het uitheemse wier *Sargassum muticum* een competitief voordeel hebben ten opzichte van inheemse wieren die wel begraasd worden [23,24].

Sargassum muticum blijkt een grotere resistentie te hebben tegen fouling [25]. Doordat er minder wieren en algen groeien op deze soort wordt er minder licht ontnomen en dit werkt de invasiviteit van de *Sargassum* soorten verder in de hand.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Japans bessenwier kan een brede waaier van omgevingsomstandigheden aan. Hoge temperaturen zijn echter gunstig en bespoedigen de verspreiding van deze soort. Het wier vindt ideale groeiomstandigheden bij 25 °C en bij een zoutgehalte van 34 psu. Het Japans bessenwier kan echter ook in ongunstigere omstandigheden – bij temperaturen die variëren tussen 10 en 30 °C en een zoutgehalte dat schommelt tussen 6,8 en 34 psu – groeien [26]. De soort kan zich voortplanten in zowel warme als koude wateren, op voorwaarde dat het zoutgehalte niet lager is dan 16 psu [2]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

Deze bruinwiersoort heeft een groot drijfvermogen, waardoor de verspreiding over grote afstanden via de zeestromingen mogelijk wordt. Zo kon het Japans bessenwier zijn leefgebied in Engeland jaarlijks met meer dan 100 kilometer uitbreiden in noordoostelijke richting door te liften op gunstige zeestromingen [11].

Het is nog geen uitgemaakte zaak of de klimaatopwarming al dan niet in het voordeel zal spelen van het wier. Door de toenemende CO_2-concentraties in de lucht (en dus ook de zee) zullen de oceanen verzuren. Het toenemende gebruik van pesticiden zorgt voor eutrofiëring, i.e. een overvloed van nutriënten. Een onderzoek van Xu *et al.* (2017) [27] wees uit dat een toename in het CO_2-gehalte en een verhoogde eutrofiëring elk apart een versterkte groei van het wier teweegbrachten, maar een combinatie van de twee effecten niet.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Japans bessenwier verdringt inheemse soorten door zijn snelle groei. De grote wiertakken werpen een schaduw over de andere wiersoorten die dichter tegen de bodem groeien [28], waardoor deze onvoldoende zonlicht krijgen om te kunnen overleven. Op deze manier verdween o.a. het Suikerwier *Saccharina latissima* ter hoogte van Grandcamp (Normandië, Frankrijk) begin de jaren '90 [29].

Ook in de Waddenzee zouden inheemse wiersoorten zoals *Vertebrata fucoides*, *Pterothamnion plumula* en *Elachista fucicola* verdrongen worden door het Japans bessenwier [30]. Deze inheemse soorten groeien daar op recent gevormde harde substraten – gecreëerd door de invasieve Japanse oester (*Crassostrea/Magallana gigas*) – en zouden na de komst van het Japans bessenwier opnieuw weggeconcurreerd worden [29].

Het Japans bessenwier treedt dus in competitie met inheemse wiersoorten. De meningen zijn echter sterk verdeeld over het feit of deze daarbij ook een effect heeft op de lokale gemeenschappen die met deze wieren in associatie leven. Uit de ene studie blijkt dat deze soort geen opvallende veranderingen in geassocieerde gemeenschappen zou veroorzaken [31]. Andere studies benadrukken dat deze soort wel degelijk veranderingen doorheen het ganse ecosysteem kan teweeg brengen [32]. Hoe groter de wiermassa hoe groter de impact, alhoewel de sterkte hiervan kan schommelen afhankelijk van het seizoen en specifieke interacties met andere soorten, dus ook afhankelijk van het gebied waar het onderzoek plaatsvindt en de daar voorkomende soortengemeenschappen [33].

Het exotisch Machospookkreeftje (*Caprella mutica*) wordt vaak in relatie gebracht met Japans bessenwier, zoals aangetoond in de haven van Zeebrugge [34]. Het wier vormt drijvende thalli, waaraan *Caprella mutica* zich kan vasthechten en op deze manier verder kan verspreiden [35]. Dit is een bewijs dat *Sargassum muticum* de impact van andere invasieve soorten in de hand kan werken.

Japans bessenwier kan ook voor de mens overlast veroorzaken [28]. Hieronder worden enkele voorbeelden (niet exhaustief) opgelijst van problemen uit streken waar de soort in grote aantallen aanwezig is:

- Drijvende wiermatten raken verstrikt in visnetten en in schroeven van schepen;
- Bij massale stranding van wierpakketten kan na een poos een (kortstondige) reukhinder ontstaan door het rottingsproces [36];
- Japans bessenwier verstopt leidingen van zowel schepen als industriële installaties;
- Begroeiing op kweekbedden van oesters en mosselen (bv. in Frankrijk) vertraagt de groei van deze weekdieren en bemoeilijkt het oogsten;
- Dichte wierpakketten hinderen recreatievaartuigen met buitenboordmotor, zwemmers, hengelaars.

In Britse wateren probeerde men al meerdere malen Japans bessenwier uit te roeien, maar zonder succes. Courant gebruikte technieken zijn het manueel of machinaal verwijderen of het besproeien van het wier met herbiciden. De herbiciden bleken echter niet selectief genoeg en vereisten een te hoge dosis. Ook de mogelijkheid om de soort biologisch onder controle te houden werd onderzocht. Er werd helaas geen enkele soort gevonden die het Japans bessenwier boven andere wieren prefereerde [21,28].

In het geval van Belgische mariene wateren wordt vermeld dat *Sargassum muticum* zich vooral in havengebieden zou bevinden en, tegen de verwachtingen in, geen economische schade lijkt aan te richten op deze plaatsen [37]. Maatregelen om deze soort te verwijderen werden bij ons dus nog niet toegepast.

Analyses tonen aan dat bioactieve stoffen aanwezig in *Sargassum muticum* een potentiële economische betekenis zouden kunnen hebben voor de soort in Europa en dat de collectie van deze soort dus interessant zou kunnen zijn in het kader van toekomstige beheerplannen [38]. Verder doet de plant aan biosorptie, wat betekent dat die verschillende stoffen uit het water kan opnemen, zoals fenol [39] en arseen [40]. Hierdoor kan de plant in de toekomst misschien aangewend worden om schadelijke stoffen uit vervuilde wateren te halen.

Specifieke kenmerken

In het oorspronkelijke verspreidingsgebied aan de Japanse kust is dit bessenwier veel kleiner dan in het Verenigd Koninkrijk [41]. Bij ons kan één enkel wier 5 tot 10 meter lang worden.

Het wier vormt lange, jaarlijks terug groeiende takken die uitgerust zijn met talloze kleine drijfblazen. Deze drijfblazen zorgen ervoor dat deze zijtakken in de waterkolom rechtop staan of drijven aan de oppervlakte [8]. In de zomer en najaar breken deze zijtakken met de rijpe voortplantingsstructuren af. Deze kunnen tot drie maanden al drijvend overleven [20] en zo grote afstanden afleggen en nieuwe plaatsen koloniseren. Eénzelfde zijtak produceert zowel eicellen als zaadcellen en is in staat zichzelf te bevruchten. De jonge wiertjes vestigen zich op harde ondergronden – soms op aanzienlijke afstand van de ouderplanten – en groeien gedurende koudere wintermaanden traag door. In het volgende voorjaar en zomer groeien ze uit tot volwassen afmetingen. Bij het afbreken van zijtakken in de late zomer en najaar is de cyclus rond. De basis van de ouderplanten blijven echter staan en schieten in het voorjaar opnieuw uit [4].

Dijkvoeten, grinddammen en pieren worden meestal tot ongeveer 2,5 meter diep massaal gekoloniseerd [4]. Het wier groeit gewoonlijk dicht tegen de oppervlakte, al kan het ook dieper – tot op 25 meter diepte – voorkomen [8].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, 1955. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=494791 (2024-10-18).

[2] Wallentinus, I. (1999). *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, Sargassaceae, Fucales, Phaeophyceae (Japweed, wire weed, strangle weed), in: Gollasch, S. et al. Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact: prepared by Members of the European Union Concerted Action on testing monitoring systems for risk assessment of harmful introductions by ships to European waters (MAS-CT-97-0111). Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, University of Kiel: Germany: pp. 21-30. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=123813]

[3] Coppejans, E.; Rappé, G.; Podoor, N.; Asperges, M. (1980). *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt ook langs de Belgische kust aangespoeld. Dumortiera 16: 7-13. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=3616]

[4] De Blauwe, H. (2000). Japans bessenwier *Sargassum muticum* gevestigd te Zeebrugge. De Strandvlo 20(1): 33-35. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19298]

[5] Vandendriessche, S. (2007). Drijvend zeewier als efemeer neustonisch habitat = Floating seaweed as ephemeral neustonic habitat. PhD Thesis. Universiteit Gent: Gent. 155 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=106496]

[6] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[7] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2011). Japans bessenwier - *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. http://waarnemingen.be/soort/view/20187?from=1900-08-04&to=2011-08-18&species=soort+20187&prov=0&maand=0&os=0&prov_wg=0&page=1 (2018-09-27).

[8] Gollasch, S.; Minchin, D.; Rosenthal, H.; Voigt, M. (Ed.) (1999). Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact: prepared by Members of the European Union Concerted Action on testing monitoring systems for risk assessment of harmful introductions by ships to European waters (MAS-CT-97-0111). Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, University of Kiel: Germany. ISBN 3-89722-248-5. 73 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=123809]

[9] Farnham, W.F.; Fletcher, R.L.; Irvine, L.M. (1973). Attached *Sargassum* found in Britain. Nature (Lond.) 243: 231-232. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206402]

[10] Critchley, A.T.; Farnham, W.F.; Morrell, S.L. (1983). A chronology of new European sites of attachment for the invasive brown alga, *Sargassum muticum*, 1973–1981. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 63(4): 799-811. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206266]

[11] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[12] Prud'homme van Reine, W.F. (1977). Japans bessenwier aan onze kust. Het Zeepaard 37(4): 58-63. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=116961]

[13] Prud'homme van Reine, W.F.; Nienhuis, P.H. (1982). Occurrence of the brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt in The Netherlands. Bot. Mar. 25: 37-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120967]

[14] Prud'homme van Reine, W.F. (1980). De invasie van het Japans bessenwier in Nederland. Vita Marina Zeebiologische Dokumentatie: zeebiologie, zeeaquariologie, malacologie, in: [s.d.]. Vita Marina Zeebiol. Doc. Mariene Flora, 19. Stichting Biologia Maritima: Den Haag: pp. 35-40. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=76072]

[15] Fagerholm, B.; Andersson, J.; Florin, A.-B. (2013). Monitoring of alien species at nuclear power plants in Sweden, in: Robbens, J. et al. Non-indigenous species in the North-East Atlantic. Ostend, 20-22 November 2013: Book of abstracts. VLIZ Special Publication, 66. Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO)/ Flanders Marine Institute (VLIZ): Oostende: pp. 22. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=230688]

[16] Reid, P.C.; Valdes, L. (Ed.) (2011). ICES status report on climate change in the North Atlantic. ICES Cooperative Research Report, 310. ICES: Copenhagen. ISBN 978-87-7482-096-3. 262 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207971]

[17] Rae, M.; Folch, H.; Moniz, M.B.J.; Wolff, C.W.; McCormack, G.P.; Rindi, F.; Johnson, M.P. (2013). Marine bioactivity in Irish waters. Phytochemistry Reviews 12(3): 555-565. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=226492]

[18] Naylor, M. (2006). Alien species in Swedish seas: Japweed (*Sargassum muticum*). Second update. Alien species in Swedish seas and coastal areas. Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet: Sweden. 4 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207072]

[19] Hales, J.M.; Fletcher, R.L. (1989). Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt: IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. Bot. Mar. 32(167-176). [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120970]

[20] Norton, T.A.; Deysher, L.E. (1988). The reproductive ecology of *Sargassum muticum* at different latitudes, in: Ryland, J.S. et al. Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms: 23rd European Marine Biology Symposium, School of Biological Sciences, University of Wales, Swansea, 5-9 September 1988. International Symposium Series, 23. Olsen & Olsen: Swansea: pp. 147-152. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=27056]

[21] Farnham, W.; Murfin, C.; Critchley, A.T.; Morrell, S. (1980). Distribution and control of the brown alga *Sargassum muticum*, in: Levring, T. Xth International Seaweed Symposium. Proceedings Göteborg, Sweden, August 11-15, 1980. Walter De Gruyter: Göteborg: pp. 277-282. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=124106]

[22] Engelen, A.; Santos, R. (2009). Which demographic traits determine population growth in the invasive brown seaweed *Sargassum muticum*? J. Ecol. 97(4): 675-684. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206670]

[23] Engelen, A.H.; Henriques, N.; Monteiro, C.A.; Santos, R. (2011). Mesograzers prefer mostly native seaweeds over the invasive brown seaweed *Sargassum muticum*. Hydrobiologia 669(1): 157-165. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297663]

[24] Monteiro, C.A.; Engelen, A.H.; Santos, R.O.P. (2009). Macro- and mesoherbivores prefer native seaweeds over the invasive brown seaweed *Sargassum muticum*: a potential regulating role on invasions. Mar. Biol. (Berl.) 156(12): 2505-2515. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=258590]

[25] Schwartz, N.; Dobretsov, S.; Rohde, S.; Schupp, P.J. (2017). Comparison of antifouling properties of native and invasive *Sargassum* (Fucales, Phaeophyceae) species. Eur. J. Phycol. 52(1): 116-131. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301908]

[26] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[27] Xu, Z.G.; Gao, G.; Xu, J.T.; Wu, H.Y. (2017). Physiological response of a golden tide alga (*Sargassum muticum*) to the interaction of ocean acidification and phosphorus enrichment. Biogeosciences 14(3): 671-681. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301645]

[28] Critchley, A.T.; Farnham, W.F.; Morrell, S.L. (1986). An account of the attempted control of an introduced marine alga, *Sargassum muticum*, in Southern England. Biol. Conserv. 35: 313-332. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120978]

[29] Givernaud, T.; Cosson, J.; Givernaud-Mouradi, A. (1991). Etude des populations de *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt sur les côtes de Basse-Normandie (France), in: Elliott, M. et al. Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. ECSA 19 Symposium, University of Caen, France. International Symposium Series, 3. Olsen & Olsen: Fredensborg: pp. 129-132. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=121303]

[30] Lang, A.C.; Buschbaum, C. (2010). Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. J. Sea Res. 63(2): 119-128. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297665]

[31] Engelen, A.H.; Primo, A.L.; Cruz, T.; Santos, R. (2013). Faunal differences between the invasive brown macroalga *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. Biological Invasions 15(1): 171-183. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297686]

[32] Salvaterra, T.; Green, D.S.; Crowe, T.P.; O'Gorman, E.J. (2013). Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. Biological Invasions 15: 2563-2576. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297687]

[33] Vaz-Pinto, F.; Olabarria, C.; Arenas, F. (2014). Ecosystem functioning impacts of the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Fucales, Phaeophyceae). J. Phycol. 50(1): 108-116. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297689]

[34] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2012). Assessing the importance of alien macro-Crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol. Mar. Res. 66(2): 175-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206987]

[35] Hebbelinck, L. (2010). Monitoring van exotische macro-invertebraten in de Vlaamse havens. MSc Thesis. Universiteit Gent, Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen: Gent. 87 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197447]

[36] Global Invasive Species Database (2005). *Sargassum muticum*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=727&fr=1&sts=sss&lang=EN (2008-03-04).

[37] Belgische Staat (2012). Initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren: Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8, lid 1a & 1b. BMM/Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 81 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=220230]

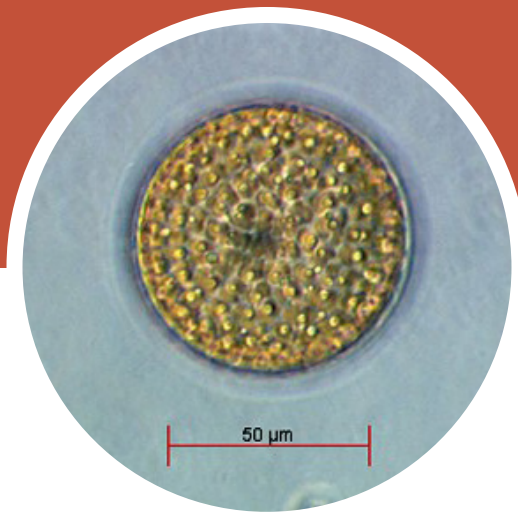
[38] Tanniou, A.; Vandanjon, L.; Incera, M.; Leon, E.S.; Husa, V.; Le Grand, J.; Stiger-Pouvreau, V. (2014). Assessment of the spatial variability of phenolic contents and associated bioactivities in the invasive alga *Sargassum muticum* sampled along its European range from Norway to Portugal. J. Appl. Phycol. 26: 1215-1230. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297693]

[39] Rubín, E.; Rodriguez, P.; Herrero, R.; de Vicente, M.E.S. (2006). Biosorption of phenolic compounds by the brown alga *Sargassum muticum*. J. Chem. Technol. Biot. 81(7): 1093-1099. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301905]

[40] Vieira, B.R.C.; Pintor, A.M.A.; Boaventura, R.A.R.; Botelho, C.M.S.; Santos, S.C.R. (2017). Arsenic removal from water using iron-coated seaweeds. J. Environ. Manage. 192: 224-233. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301644]

[41] Rueness, J. (1989). *Sargassum muticum* and other introduced Japanese macroalgae: biological pollution of European coasts. Mar. Pollut. Bull. 20(4): 173-176. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=117886]

Thalassiosira punctigera



© Alexandra Kraberg - planktonnet.awi.de

Lector
Koen Sabbe

Wetenschappelijke naam

Thalassiosira punctigera (Castracane) Hasle 1983 [1]

De vorm en de grootte van dit kiezelwier kan erg verschillen tussen verschillende individuen. Om deze reden wordt dit kiezelwier vaak verward met andere kiezelwiersoorten [2]. Zo werd de soort ook beschreven als *Ethmodiscus punctiger* Castracane, *Coscinodiscus verecundus* Mann, *Coscinodiscus angstii, Thalassiosira angstii* en *Thalassiosira japonica* Kiselev [3].

Thalassiosira punctigera is een kiezelwier of diatomee waarvan het **oorsprongsgebied niet gekend** is. Er wordt verondersteld dat de soort samen met **getransporteerde kweekoesters of** via **ballastwater** in Europa werd geïntroduceerd omstreeks 1978. Door mee te drijven met heersende zeestromingen kon dit kiezelwier zich vervolgens lokaal verder verspreiden langs de Europese kusten. Dit ééncellig wier werd in 1993 in de Nederlandse Westerschelde aangetroffen. **In België** werd de soort **nog niet gevonden**, al is de kans reëel dat ze ook hier voorkomt. Het wier heeft een bruinrode kleur, is sterk vertakt en groeit vooral in zanderige en modderige estuaria of baaien. De soort is bestand tegen grote schommelingen in temperatuur en zoutgehalte.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van deze exoot is niet met zekerheid bekend. De soort werd oorspronkelijk beschreven in 1886 op basis van materiaal uit Japan. Tot 1950 was de soort enkel gekend uit de noordelijke Stille Oceaan, later ook uit de zuidelijke Stille Oceaan, het zuidwestelijke deel van de Atlantische Oceaan en de Noordzee [2]. Omdat het wier pas in 1978 in Noord-Atlantische wateren gemeld werd, vermoedt men dat de soort hier niet-inheems is [2]. Echter sommige wetenschappers vinden dit argument niet overtuigend genoeg en stellen de exotische status van dit kiezelwier in vraag [3].

Eerste waarneming in België

Dit kiezelwier werd op 4 mei 1993 voor het eerst waargenomen in de Nederlandse Westerschelde. Deze stalen waren afkomstig uit het brakke water tussen Hansweert (op ongeveer 20 km van de grens met België) en de Belgische grens [4].

In de stalen uit de Zeeschelde, voorbij de Belgische grens, was dit kiezelwier niet aanwezig [4]. Voorlopig zijn er nog geen meldingen in België gekend.

Verspreiding in België

De verspreiding van deze diatomee in onze contreien beperkt zich tot de Nederlandse Westerschelde. Hoewel meldingen in de Belgische Zeeschelde of het Belgisch deel van de Noordzee ontbreken, is het erg waarschijnlijk is dat de soort ook voor de Belgische kust voorkomt [5].

De identificatie op soortniveau is bij dit genus immers enkel mogelijk na een behandeling met een zuur, waardoor de soortspecifieke structuren van het skelet beter zichtbaar worden. Bij een standaard monitoring wordt hierdoor niet tot op soort gedetermineerd, omwille van tijd en kosten. Hierdoor is er geen zekerheid over het recenter voorkomen en de verspreiding van de soort in het studiegebied of de Belgische wateren [5].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste meldingen van *Thalassiosira punctigera* in Europa dateren van 1978 toen het rond Helgoland (Duitsland) [6] en Plymouth (Groot-Brittannië) waargenomen werd [7]. In het Engelse kanaal was de soort in de periode 1980-1981 [6] erg abundant waarna de populatie in de hierop volgende jaren weer afnam. In december 2005 werd de soort hier opnieuw tijdelijk erg abundant [3].

In 1979 werd deze exoot gesignaleerd in het Skagerrak, voor de Noorse kust [2]. In Nederland werd deze soort voor het eerst gevonden in 1981. In dit jaar verspreidde hij zich ook tot de Duitse Waddenzee [7]. In Duitsland werd de soort in 1993 eveneens teruggevonden in het Elbe-estuarium [4].

Wijze van introductie

De wijze waarop *Thalassiosira punctigera* in onze streken werd geïntroduceerd is niet met zekerheid gekend. Mogelijk gebeurde dit via ballastwater of via de introductie van kweekoesters [6]. Eens geïntroduceerd werd het ééncellig wier verder verspreid door zeestromingen [8].

Omdat dit kiezelwier op verschillende plaatsen ter wereld wordt gesignaleerd en onzekerheid bestaat over het oorsprongsgebied van deze exoot, weet men niet of de soort rechtstreeks vanuit zijn oorsprongsgebied in onze streken werd geïntroduceerd of vanuit een gebied waar de soort eveneens uitheems was [6]. De niet-inheemse status van de soort wordt door sommige wetenschappers echter betwist. Mogelijk was dit kiezelwier altijd al aanwezig, maar werd het nooit opgemerkt omwille van de lage abundantie waarin het voorkwam [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Deze inwijkeling heeft in vergelijking met de meeste andere kiezelwieren een bredere tolerantie voor saliniteit- en temperatuurschommelingen. Hierdoor kan de soort het hele jaar door (behalve bij te hoge temperaturen in de zomer) voorkomen [3,9].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De concentraties van *Thalassiosira punctigera* zijn meestal het hoogst in estuaria zoals dat van de Schelde, de Maas of de Rijn, waar het water brak is. Naarmate men naar de open zee trekt, dalen de concentraties van deze exoot. Deze diatomee lijkt dus eerder van een minder zoute omgeving te houden [3,7,9]. Dit wordt ook bevestigd door de hoge abundantie van de soort in de periode 1980-1981 in het Engels kanaal, waar de soort tijdens normale jaren relatief zeldzaam is. Deze periode werd gekenmerkt door hoge regenval, en dus een verhoogde aanvoer van zoet water in het Engels kanaal [3].

Thalassiosira punctigera kan vrij rondzweven in de waterkolom en zich op deze manier via stromingen verder verspreiden. Maar het kiezelwier kan zich ook vasthechten op organismen en andere substraten, om zo andere plaatsen te bereiken [8].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De soort kan bij bepaalde omstandigheden, zoals tijdens abnormale seizoenen (daling saliteit door verhoogde rivierdebieten of sterke temperatuurdaling) zeer abundant worden [3, 9]. Het is echter niet geweten welke invloed dit heeft op het ecosysteem.

Thalassiosira punctigera zou ten opzichte van kleinere diatomeeën meer kunnen profiteren van de toekomstige stijging in de CO_2-concentratie. Dit zou eventueel een invloed kunnen hebben op de biochemische activiteit en zelfs het voedselweb van de oceanen aangezien grotere algensoorten meer kunnen produceren en dus meer voedsel bieden aan hogere voedselniveau's. Ook nemen ze meer CO_2 op dan kleinere algen, waardoor de CO_2-concentratie iets minder snel zou stijgen [10].

Specifieke kenmerken

Kiezelwieren, ook wel diatomeeën genoemd, zijn ééncellige wieren en enkel microscopisch te bestuderen. Ze hebben een extern kiezelskelet (van siliciumdioxide) dat bestaat uit twee helften die als een doos en deksel in elkaar passen, met daar tussenin enkele zogenaamde gordelbanden. De twee helften worden de 'schaaltjes' genoemd (valvae). De schaaltjes hebben variabele vormen en ornamentaties en worden daarom gebruikt om soorten van elkaar te onderscheiden [11].

Thalassiosira punctigera is een cirkelvormig kiezelwier van gemiddelde grootte (40-100 µm) [3] met een dikke celwand. Het kiezelwier zweeft het hele jaar door rond in de waterkolom (behalve bij te hoge watertemperaturen in de zomer), maar kan zich ook vasthechten op andere organismen als individueel ééncellig wier of in kleine kolonies van enkele cellen [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Thalassiosira punctigera* (Castracane) Hasle, 1983. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148936 (2024-10-18).

[2] Hasle, G.R. (1983). *Thalassiosira punctigera* (Castr.) comb. nov., a widely distributed marine planktonic diatom. Nord. J. Bot. 3(5): 593-608. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120556]

[3] Gomez, F.; Souissi, S. (2010). The diatoms *Odontella sinensis, Coscinodiscus wailesii* and *Thalassiosira punctigera* in the European Atlantic: recent introductions or overlooked in the past? Fresenius Envir. Bull. 19(8): 1424-1433. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206979]

[4] Muylaert, K.; Sabbe, K. (1996). The diatom genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta) in the estuaries of the Schelde (Belgium-The Netherlands) and the Elbe (Germany). Bot. Mar. 39: 103-115. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=3082]

[5] Sabbe, K. (2019). Persoonlijke mededeling.

[6] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[7] Kat, M. (1982). Effects of fluctuating salinities on development of *Thalassiosira angstii*, a diatom not observed before in the Dutch coastal area. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 62(2): 483-484. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206981]

[8] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[9] Dürselen, C.-D.; Rick, H.-J. (1999). Spatial and temporal distribution of two new phytoplankton diatom species in the German Bight in the period 1988 and 1996. Sarsia 84: 367-377. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=32221]

[10] Wu, Y.; Campbell, D.A.; Irwin, A.J.; Suggett, D.J.; Finkel, Z.V. (2014). Ocean acidification enhances the growth rate of larger diatoms. Limnol. Oceanogr. 59(3): 1027-1034. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297672]

[11] Van der Werff, A. (1958). Kiezelwieren. Het Zeepaard 18(2): 19-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114551]

Undaria pinnatifida

Japanse kelp (wakame)

© Frank Perk

Lectoren
Olivier De Clerck
Luna van der Loos

Wetenschappelijke naam
Undaria pinnatifida (Harvey) Suringar, 1873 [1]

Japanse kelp *Undaria pinnatifida* of wakame is een groot bruinwier afkomstig uit **Noordoost-Azië** en wordt daar gekweekt voor consumptie. Het is een opportunistische soort die zich heel snel kan verspreiden door zich vast te **hechten op scheepsrompen**. Het kelpwier werd in 1971 in de Middellandse Zee geïntroduceerd via de **oesterkweek** en werd 12 jaar later naar Bretagne overgebracht in het kader van experimentele kweekculturen, waar het ook buiten deze culturen in staat bleek zich voort te planten. Vaak vormt wakame dense kolonies, waardoor de soort in competitie treedt met inheemse soorten voor beschikbare ruimte en licht, en zo de inheemse fauna en flora kan wegconcurreren. Bij ons komt de soort voor sinds **1999**, voornamelijk in de haven van Zeebrugge.

Oorspronkelijke verspreiding

Wakame is afkomstig uit Noordoost-Azië waar het in de Gele Zee, de Japanse Zee en langs de oostelijke kusten van Japan voorkomt. Dit verspreidingsgebied betreft China, Japan, Korea en het zuidoosten van Rusland, landen waar het wier voor consumptie wordt gekweekt [2,3].

Eerste waarneming in België

Op 7 juli 1999 werd een eerste exemplaar van dit bruinwier aangetroffen dat groeide op pontons in de Omookaai van de Zeebrugse jachthaven [2].

Verspreiding in België

De soort wordt voornamelijk waargenomen in de Zeebrugse haven, maar kent veel uitbreidingspotentieel. De Japanse kelp zal zich in dit havengebied op termijn vermoedelijk weten te handhaven, gezien er fertiele (vruchtbare) planten aanwezig zijn [2] en de soort al in de volledige jachthaven voorkomt [4]. Op 7 november 2010 werd er eveneens een exemplaar tussen Koksijde en Oostduinkerke waargenomen. Het is echter niet zeker of het een vastgehecht, of een aangespoeld exemplaar betrof [5]. Het is best mogelijk dat de soort ondertussen ook op andere plaatsen te vinden is.

Verspreiding in onze buurlanden

Wakame is vermoedelijk onopzettelijk in het Europese Middellandse Zeegebied aanbeland, samen met het broed van Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas*. De eerste Europese waarneming vond plaats in 1971, in een Franse zoutwaterlagune in de Middellandse Zee (Etang de Thau) [2].

In 1983 werd het wier door IFREMER (*Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer*) van Etang de Thau naar Bretagne overgebracht om experimentele kweekculturen op te starten. Het wakame wier 'ontsnapte' echter uit die kweekculturen en bleek zich tegen alle verwachtingen in ook in het wild te kunnen voortplanten [6]. Het wier verspreidde zich vrij snel over de Bretoense noord- en westkust, waar het zich vestigde op installaties voor oesterkweek, op pontons in haventjes, maar ook op het natuurlijke substraat in de getijdenzone en onder de laagwaterlijn, tot op een diepte van ongeveer 15 meter [2].

In 1998 werden waarnemingen gedaan in Calais (Frankrijk), en hiermee was de intrede in de zuidelijke Noordzee een feit. De verspreiding van wakame tussen de verschillende jachthavens in de Kanaalzone verliep vervolgens via op- en afvarende plezierboten [2]. DNA-onderzoek toont echter aan dat vele van de exemplaren die vandaag in Europa groeien

waarschijnlijk geen nakomelingen zijn van wakame die in Bretagne gekweekt werd. Er vonden dus hoogstwaarschijnlijk nieuwe introducties vanuit Noordoost-Azië plaats [7]. In Nederland werd de soort voor het eerst waargenomen in 1999, in de Oosterschelde [8]. De jaren erop namen de populaties toe en werd wakame een algemeen voorkomende soort in de Oosterschelde. Kort nadien werd het wier ook gevonden in het Grevelingenmeer.

Op 15 juni 1994 werden er 35 exemplaren verzameld op pontons in de jachthaven van Hamble, langs de zuidkust van Engeland [9]. Tijdens ditzelfde jaar werd een andere geïsoleerde populatie op het eiland Jersey ontdekt. Deze introducties werden waarschijnlijk veroorzaakt door de kleine boten die tussen Engeland en Frankrijk varen, waarbij het wier zich aan de wanden van deze schepen vasthechtte [9,10]. Tot op heden is de meest noordelijke plek waar wakame gevonden werd Belfast Lough in Noord-Ierland [11]. In 2016 werd de soort ook teruggevonden in Ierland [12]. Uitbreiding rond Groot-Brittannië en in de richting van Schotland lijkt heel waarschijnlijk [13]. De condities blijken zelfs geschikt voor verdere kolonisatie tot in de Keltische Zee en eventueel tot aan de kust van Noorwegen [11,14]. Nog meer naar het noorden toe zouden een lage temperatuur of een laag zoutgehalte (bv. Baltische Zee) de groei van de plant belemmeren. Het is echter niet ondenkbaar dat de biogeografische limiet van de soort in de toekomst toch verder noordwaarts opschuift ten gevolge van klimaatsverandering [15].

Transport van oesters leidde vanaf 1990 tot een permanente vestiging van wakame aan de Spaanse westkust [10]. Ook in de lagune van Venetië (Italië) werd wakame waargenomen, al is het nog onzeker of de soort zich er al permanent gevestigd heeft [16]. De soort werd ook op andere continenten geïntroduceerd, dit was onder meer het geval in Taiwan, Nieuw-Zeeland, Australië, Argentinië, Mexico en Californië [8].

Wijze van introductie

Transport van Japans oesterbroed *Crassostrea/Magallana gigas* lijkt de oorzaak te zijn van de oorspronkelijke introductie van wakame in Europa [10]. Waarschijnlijk vonden er ook secundaire introducties plaats, zowel via transport van oesterbroed als door aanhechting aan de wanden van internationale transportschepen. Ook het commerciële en economische belang van wakame hielp de verspreiding van deze soort. Zo werden rond 1981 in Frankrijk herhaaldelijk pogingen ondernomen om de soort te kweken op touwen in de Middellandse zee. In 1983 werd een succesvolle kweekcultuur aan de Atlantische kust in Bretagne opgestart [8] en vandaag de dag wordt in de baai van Sint Malo nog steeds wakame gekweekt [17].

Eenmaal het wier haar intrede heeft gedaan kan het zich plaatselijk verder verspreiden via sporen en/of gameten in de waterkolom [2]. De jonge wieren kunnen zich bovendien vasthechten aan de rompen van plezierbootjes en op deze manier korte afstanden overbruggen [6]. Vermoedelijk is de soort op deze manier – vanuit het Franse Calais of Bretagne of de Engelse Solent – ook in de jachthaven Zeebrugge beland [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Vijf redenen kunnen worden aangehaald waarom wakame steeds een stapje voor is op de inheemse soorten, die het dikwijls moeten ontgelden door competitie [9]:

- Wakame is een opportunistische soort die snel nieuwe substraten, verstoorde gebieden en artificiële drijvende voorwerpen, zoals afval en scheepsrompen, weet te koloniseren;
- De soort vormt in kuststreken een dichte bedekking bovenop het bestaande bodemleven;
- Het wier is goed bestand tegen verstoring;
- De soort kent een heel brede verticale distributie. Dit betekent dat het wier zich kan vestigen vanaf de laagwaterlijn tot op ongeveer 15 meter diepte;
- Wakame produceert telkens miljoenen sporen die in de waterkolom vrijgelaten worden en op efficiënte wijze drijvende voorwerpen kunnen koloniseren.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Wakame maakt deel uit van de vaste aangroeigemeenschap. Dit houdt in dat dit wier zich gemakkelijk kan vasthechten op scheepsrompen. Als ze zich vasthechten op plezierbootjes die verschillende havens in het Engels Kanaal en de Noordzee aandoen, dan kan dat de verspreiding van dit wier sterk in de hand werken. Het is zelfs aangetoond dat de plant sneller groeit als deze zich in snelstromend water begeeft. Zo kan vasthangen aan een bewegende boot voordelig zijn voor hun groei [18].

Over kortere afstanden verloopt de verspreiding via natuurlijke voortplanting. Wakame produceert immers miljoenen sporen die gemiddeld vijf uur in de waterkolom drijven [10]. Deze microscopisch kleine sporen zijn bestand tegen extreme omstandigheden: zo kunnen ze bijvoorbeeld langer dan een maand overleven op het droge. De soort kan bovendien gedijen in koude en warme gematigde gebieden, zolang het zeewater maar een zoutgehalte heeft van meer dan 20 psu [8]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Het kan wel zijn dat bij nutriëntarme wintertemperaturen de soort verkleurd [19].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Niet-inheemse bruinwieren zoals wakame, maar ook het Japans bessenwier *Sargassum muticum*, komen in het Belgisch deel van de Noordzee vooral in de havens voor. In tegenstelling tot sommige andere gebieden richten de geïntroduceerde macroalgen hier blijkbaar geen economische schade aan [20]. Ecologisch gezien kan wakame een dichte bedekking vormen in kuststreken bovenop het bestaande bodemleven [9]. Of de eventuele uitbreiding van wakame bij ons grootschalige gevolgen zal hebben, valt af te wachten. De

soort kent bij ons wel wat natuurlijke predatoren in de Zeebrugse haven, zoals de Meerkoet *Fulica atra* [21]. Bovendien ondervindt het bruinwier vaak hinder van organismen die de soort bedekken of overgroeien omdat de 'bladeren' (laminae) een geschikte woonplaats vormen voor andere aangroei-organismen [2]. Dit alles kan de kans op verdere verspreiding mogelijk reduceren.

Aan de andere kant kan wakame ook een positieve invloed hebben op zijn omgeving. De soort is namelijk een voorbeeld van een 'ecosysteem ingenieur'. Door middel van hun fysieke aanwezigheid vormen deze ecosysteem ingenieurs driedimensionale structuren waar andere organismen zich kunnen in schuilhouden. Dit heet het 'autogeen ecosysteem ingenieur-effect' [22]. Wetenschappers onderzochten dit fenomeen in Golfo Nuevo in Patagonië (Argentinië) [23]. Zij maakten bekend dat wakame een complexere structuur biedt dan de meeste wieren die er van nature voorkomen, waardoor de gemeenschap die in associatie leeft met de kelp positief beïnvloed wordt. Er kunnen namelijk meer soorten gedijen, soorten komen abundanter voor en er is meer voedsel voor andere soorten die hogerop in de voedselketen leven [23]. Dit fenomeen zou zich in België ook kunnen voordoen wanneer bruinwieren de plaats van morfologisch minder complexe wieren, zoals groen- en roodwieren, innemen.

Specifieke kenmerken

Wakame is een éénjarig wier dat voornamelijk groeit tijdens het koude herfst- en winterseizoen [21]. In Japan groeit deze plant tot een lengte van 2 meter. In Bretagne daarentegen kunnen exemplaren afmetingen tot 3 meter bereiken [2]. De voortplantingscyclus van dit wier gebeurt zuiver geslachtelijk. Bij volwassen exemplaren wordt onderaan de stengel een 'sporofyl' gevormd, een spiraalvormige voortplantingsstructuur. De sporofyl produceert meiosporen [2, 14] die in de waterkolom worden vrijgelaten en uitgroeien tot gametofyten.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=145721 (2024-10-18).

[2] Dumoulin, E.; De Blauwe, H. (1999). Het bruinwier *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar aangetroffen in de jachthaven van Zeebrugge: met gegevens over het voorkomen in Europa en de wijze van verspreiding (Phaeophyta: Laminariales). De Strandvlo 19(4): 182-188. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19274]

[3] Stegenga, H. (2002). De Nederlandse zeewierflora: van kunstmatig naar exotisch? Het Zeepaard 62(1): 13-24. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=22955]

[4] De Blauwe, H. (2007). Persoonlijke mededeling.

[5] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2011). Wakame - *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar. https://waarnemingen.be/soort/view/28909?waardplant=0&poly=1&from=2000-07-04&to=2011-07-04&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2011-07-04).

[6] Leliaert, F.; Kerckhof, F.; Coppejans, E. (2000). Eerste waarnemingen van *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) en de epifyt *Pterothamnion plumula* (Ellis) Nägeli (Ceramiales, Rhodophyta) in Noord Frankrijk en België. Dumortiera 75: 5-10. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=6411]

[7] Voisin, M.; Engel, C.R.; Viard, F. (2005). Differential shuffling of native genetic diversity across introduced regions in a brown alga: Aquaculture vs. maritime traffic effects. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 102(15): 5432-5437. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206669]

[8] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[9] Fletcher, R.L.; Manfredi, C. (1995). The occurence of *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the south coast of England. Bot. Mar. 38: 355-358. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=121045]

[10] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[11] Minchin, D.; Nunn, J. (2014). The invasive brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873 (Laminariales: Alariaceae), spreads northwards in Europe. Bioinvasions Rec. 3(2): 57-63. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297699]

[12] Kraan, S. (2017). *Undaria* marching on; late arrival in the Republic of Ireland. J. Appl. Phycol. 29(2): 1107-1114. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301914]

[13] Murphy, J.T.; Johnson, M.P.; Viard, F. (2017). A theoretical examination of environmental effects on the life cycle schedule and range limits of the invasive seaweed *Undaria pinnatifida*. Biol. Invasions 19(2): 691-702. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301917]

[14] Floc'h, J.-Y.; Pajot, R.; Wallentinus, I. (1991). The Japanese brown alga *Undaria pinnatifida* on the coast of France and its possible establishment in European waters. J. Cons. - Cons. Int. Explor. Mer 47(3): 379-390. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=121044]

[15] Pederson, J.; Mieszkowska, N.; Carlton, J.T.; Gollasch, S.; Jelmert, A.; Minchin, D.; Occhipinti-Ambrogi, A.; Wallentinus, I. (2011). Climate change and non-native species in the North Atlantic, in: Reid, P.C. et al. ICES status report on climate change in the North Atlantic. ICES Cooperative Research Report, 310. ICES: Denmark: pp. 174-190. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301919]

[16] Gollasch, S. (2009). *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, Wakame (Alariaceae, Ochrophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 301. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=135061]

[17] C-Weed Aquaculture (2013). Les Algues Alimentaires. http://www.algues-alimentaires.com/ (2011-08-03).

[18] Sato, Y.; Yamaguchi, M.; Hirano, T.; Fukunishi, N.; Abe, T.; Kawano, S. (2017). Effect of water velocity on *Undaria pinnatifida* and *Saccharina japonica* growth in a novel tank system designed for macroalgae cultivation. J. Appl. Phycol. 29(3): 1429-1436. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301923]

[19] Endo, H.; Okumura, Y.; Sato, Y.; Agatsuma, Y. (2017). Interactive effects of nutrient availability, temperature, and irradiance on photosynthetic pigments and color of the brown alga *Undaria pinnatifida*. J. Appl. Phycol. 29(3): 1683-1693. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301910]

[20] Belgische Staat (2012). Initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren: Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8, lid 1a & 1b. BMM/Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 81 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=220230]

[21] De Blauwe, H. (2000). *Undaria pinnatifida* te Zeebrugge, het verloop van een groeiseizoen. De Strandvlo 20(4): 153-156. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19343]

[22] Braeckman, U. (2011). Macrobenthos structuring the sea floor: importance of its functional biodiversity for the benthic ecosystem = De structurerende rol van macrobenthos in de zeebodem: belang van de functionele biodiversiteit voor het benthische ecosysteem. PhD Thesis. Universiteit Gent: Gent. 239 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=204685]

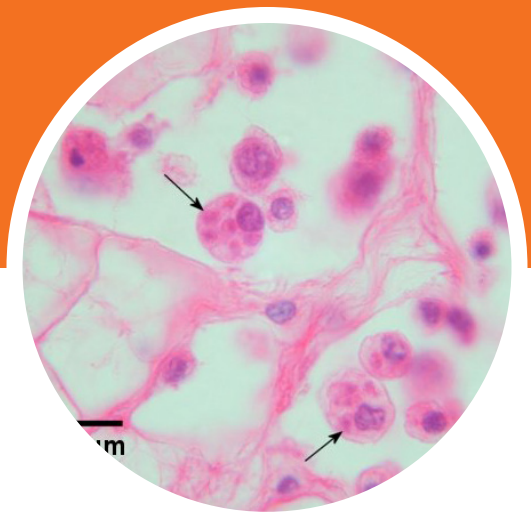
[23] Irigoyen, A.J.; Trobbiani, G.; Sgarlatta, M.P.; Raffo, M.P. (2011). Effects of the alien algae *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) on the diversity and abundance of benthic macrofauna in Golfo Nuevo (Patagonia, Argentina): potential implications for local food webs. Biol. Invasions 13(7): 1521-1532. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297702]

Eéncelligen

2

Bonamia ostreae

Oesterparasiet



© Susan Bower - Fisheries and Oceans Canada

Lector
Daan Delbare

Wetenschappelijke naam
Bonamia ostreae Pichot, Comps, Tigé, Grizel & Rabouin, 1980 [1]

De Oesterparasiet *Bonamia ostreae* is van oorsprong afkomstig uit **Californië** en werd van daaruit via **oestertransport** geëxporteerd naar Europa (in 1979). De aanwezigheid van de soort op het Belgisch grondgebied (Oostendse Spuikom) werd pas in **1998-1999** bevestigd, al stemt dit alllicht niet overeen met het jaar van de eerste introductie. In Frankrijk, Nederland en België verdween de inheemse Platte oester *Ostrea edulis* nagenoeg volledig ten gevolge van deze parasiet. Infectie met deze bloedcelparasiet veroorzaakt bij Platte oesters ontstekingen, die na twee à drie jaar vaak de dood tot gevolg hebben. Zowel de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* als de mossel *Mytilus edulis* blijken resistent.

Oorspronkelijke verspreiding

De Oesterparasiet kwam oorspronkelijk enkel voor in Californië en werd van daaruit via oestertransporten geëxporteerd naar andere staten in de Verenigde Staten (Washington en Maine), Canada (Brits Columbia) en Europa [2].

Eerste waarneming in België

Deze parasiet moet zich na 1979 ook langs de Belgische kust en in de Spuikom van Oostende verspreid hebben [3]. Een precieze datum voor de eerste Belgische waarneming is echter niet duidelijk, maar de parasiet verspreidde zich – na de eerste observaties in Frankrijk in 1979 – wel razendsnel over heel Europa, via het transport van oesters tussen oesterkwekerijen. Nadat een eerste poging (1934-1974) voor het opzetten van een integrale kweek met Platte oesters *Ostrea edulis* in de Spuikom werd stopgezet door een te slechte waterkwaliteit [4,5], wilde men vanaf 1996 een nieuwe poging wagen. Indien niet kan aangetoond worden of een nieuwe kweekplaats al dan niet *Bonamia*-geïnfecteerd is (zoals toendertijd het geval was voor de Spuikom), is het volgens een Europese richtlijn verboden besmette oesters binnen te brengen in dit gebied [6]. Omdat *Bonamia* al sinds 1979 wijdverspreid was in Europese oesterkwekerijen [7] en geen enkel Europees land de garantie kon geven dat hun oesters *Bonamia*-vrij waren, moest men gecertificeerde *Bonamia*-vrije Platte oesters uit Canada importeren [6]. Door een Europees importverbod voor Canadese oesters, was men echter al snel verplicht om Platte oesters uit Europa te gebruiken [8]. De hoop om introductie van de parasiet in de Spuikom te vermijden bleek dus ijdel: ook de Spuikom bleek in 1998-1999 aangetast door de parasiet [6].

Verspreiding in België

Een onderzoek naar de aanwezigheid van de Oesterparasiet in de Spuikom in 2008 – uitgevoerd door het (toenmalige) nationale referentielaboratorium voor bacteriologische en virale besmettingen bij tweekleppige weekdieren, in opdracht van het FAVV – bleek positief [9]. Er zijn echter geen recentere gegevens beschikbaar over de huidige infectiegraad in de Spuikom en/of de Belgische kustzone [10].

Verspreiding in onze buurlanden

De Oesterparasiet werd in juni 1979 voor het eerst in Europa gesignaleerd in gekweekte Platte oesters in L'Ile Tudy (Zuid-Bretagne, Frankrijk) [11]. Kort hierna werd de aanwezigheid van de parasiet in bijna alle oesterkwekerijen in Bretagne vastgesteld [12]. Kenmerkend was de bijzonder hoge mortaliteitsgraad [11]. Ondanks de aanwezigheid van deze parasiet worden er nog steeds Platte oesters in deze regio gekweekt, zij het met een sterk

verminderd rendement (-90%) [13]. Het percentage geïnfecteerde Platte oesters varieert doorheen de jaren tussen 2 en 37%, met een gemiddelde rond 13% [14].

Na de introductie in Frankrijk verspreidde de parasiet zich snel via het transport van kweekoesters [15]. Zo werd *Bonamia ostreae* in 1980 aangetroffen in Asturia (Spanje) [16], Denemarken [15] en Nederland. In Nederland gebeurde de introductie in Yerseke (Oosterschelde) met oesters afkomstig uit Frankrijk. Door strikte preventiemaatregelen kon de introductie van de Oesterparasiet in het aangrenzende Grevelingenmeer tot 1988 uitgesteld worden [17]. In de hierop volgende periode (1989-2006) betrof de infectiegraad in het Grevelingenmeer tijdens de lente ongeveer 15% [18].

In Groot-Brittannië wordt de Oesterparasiet gemeld vanaf 1982 [19] en in Ierland vanaf 1987 [20]. De Oesterparasiet is ondertussen wijdverspreid langs de Europese kusten, van Marokko tot Denemarken [21]. De Deense Limfjordregio blijft echter gevrijwaard van deze parasiet [22].

Wijze van introductie

De Oesterparasiet is waarschijnlijk in Europa geïntroduceerd via de import van besmette Platte oesters uit de Verenigde Staten (Californië) [23].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Er is nog weinig geweten over de levenscyclus van *Bonamia ostreae* [13], waardoor het moeilijk is om de exacte redenen voor zijn succes te achterhalen. Zo is de wijze waarop oesters geïnfecteerd raken nog niet gekend [13]. Wel is geweten dat Platte oesters geïnfecteerd kunnen raken indien ze geplaatst worden in een regio waar de parasiet aanwezig is [24]. Hoewel de parasiet meestal wordt aangetroffen in bloedcellen (hematocyten), komt hij soms ook voor buiten de cellen, vooral rond de kieuwen van de oester. Daarom wordt er vermoed dat de parasiet via de kieuwen van de oester in het water terecht kan komen, om vervolgens nabijgelegen oesters (eveneens via de kieuwen) te infecteren [13].

Wat waarschijnlijk een rol heeft gespeeld in de snelle verspreiding van de parasiet in Europa is het feit dat de Platte oesters in kwekerijen regelmatig onderhevig zijn aan stressfactoren – zoals verplantingen en stockage in bassins – waardoor ze extra gevoelig worden voor infecties [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het transport van Platte oesters heeft deze parasiet naar Europa gebracht, terwijl secundaire transporten hebben bijgedragen tot een verdere verspreiding van deze exoot

binnen Europa [21]. Aanvankelijk werd aangenomen dat enkel de Platte oester *Ostrea edulis* als vector voor de Oesterparasiet kon dienen, maar daar bestaat intussen twijfel over. *Bonamia ostreae* zou ook in het weefsel van non-typische gastheren zoals de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* – een belangrijke kweeksoort – kunnen overleven, zonder daarbij schade aan te richten [25-27]. Ook de mossel *Mytilus edulis* is immuun voor de aanvallen van deze protist [21]. De Platte oester is over het algemeen minder bestand tegen schommelingen in temperatuur, zoutgehalte of andere omgevingsvariabelen, waardoor volledige populaties Platte oesters kunnen worden uitgeroeid [6].

Omdat de larven van de Platte oester hun eerste 8 tot 10 dagen binnenin de mantelholte van de oester doorbrengen, kunnen besmette moederdieren deze larven infecteren. Vervolgens dragen deze larven tijdens hun planktonische fase bij tot de verspreiding van de parasiet [13].

Naast de Platte oester worden ook vele andere soorten oesters belaagd, bv. *Ostrea angasi, Ostrea chilensis, Ostrea puelchana, Ostrea denselamellos, Crassostrea ariakensis* en *Crassostrea angulata* [28]. De Oesterparasiet wordt daarnaast ook in zoöplanktonstalen en in het weefsel van andere macro-ongewervelden teruggevonden [29].

Verzwakte oesters lijken vatbaarder voor infecties [18]. Onder het toekomstige klimaatscenario bestaat de kans dat de vatbaarheid voor besmetting en/of mortaliteit van Platte oesters zal toenemen met hogere temperaturen van het zeewater [18], lagere zoutgehaltes [18] en een lagere voedselbeschikbaarheid [30]. Aan de andere kant lijkt de Oesterparasiet zelf makkelijker te overleven bij hogere zoutgehaltes (> 35 psu) [31]. Ter vergelijking: het zeewater in de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Eenmaal een Platte oester besmet is, veroorzaakt de parasiet ontstekingen in het kieuwweefsel en afbraak van het bindweefsel [12]. Doordat de Oesterparasiet ook de bloedcellen (hematocyten) binnendringt leidt infectie tot uitputting van de oester, die uiteindelijk een hongerdood sterft [32]. De aanwezigheid van de parasiet kan na twee à drie jaar tot de dood van de gastheer leiden [12]. In sommige populaties kan de sterfte tot wel 90% bedragen [15].

In Frankrijk, Nederland en België verdween de Platte oester nagenoeg volledig na de introductie van deze parasiet [33]. In Frankrijk daalde de productie van de Platte oester van 20.000 ton per jaar in de jaren ’70 tot 1.800 ton in 1995 [34]. Ondanks de aanwezigheid van de parasiet blijft het mogelijk om in geïnfecteerde gebieden oesters te kweken omdat de infectie enkel oesters ouder dan twee jaar doodt, en de Platte oesters zich reeds na één jaar kunnen voortplanten [14].

Als maatregel werd op Europees niveau een richtlijn gepubliceerd dat de invoer van schelpdieren, afkomstig uit besmette en niet-besmette regio's, aan een controle onderwerpt, teneinde de import van besmette oesters tegen te gaan [15]. Daarnaast zouden alle potentiële vectoren – dus niet alleen schelpdieren – moeten worden gecontroleerd op de aanwezigheid van *Bonamia ostreae*, vooraleer deze van besmette naar niet-besmette sites met oesterculturen getransporteerd worden [29].

Er werd al heel wat onderzoek uitgevoerd om na te gaan hoe men de kans op infectie zou kunnen verkleinen. Een studie in Galicië (Spanje) toonde aan dat oesterculturen op een diepte van 1 à 2 meter, die aan vlotten in het water hingen, minder geparasiteerd werden dan oesters die gekweekt werden op een diepte van 8 tot 9 meter. De verklaring hiervoor was dat de infectiesnelheid hoger was indien de oesters zich dichter bij de zeebodem bevonden [35].

Uitbraak van de Oesterparasiet *Bonamia ostreae* treedt op bij temperaturen van 12 tot 20 °C en zou dus kunnen gelimiteerd worden door het hanteren van lagere temperaturen in de kweekculturen, alhoewel hierbij de weerstand van de oester tegen infecties waarschijnlijk ook zal dalen [30]. Algemeen kan de kans op infectie verminderd worden door het contact tussen al dan niet besmette oesters te verminderen. Dit kan bijvoorbeeld door te streven naar een lagere densiteit of het vernietigen van besmette exemplaren, hoewel dit in een cultuur van duizenden op elkaar gepakte dieren niet vanzelfsprekend is [36].

Tenslotte wordt er ook gezocht hoe men populaties van Platte oesters kan bekomen die immuun zijn voor besmetting met de Oesterparasiet. Studies tonen aan dat het succesvol kweken van resistente Platte oesterpopulaties mogelijk is [37,38]. Dit proces staat echter nog niet op punt aangezien men kampt met bijkomende problemen zoals inteelt, wat dan weer leidt tot verzwakte populaties die minder goed tot ontwikkeling komen [39].

Specifieke kenmerken

De Oesterparasiet behoort tot de protisten. Dit zijn ééncellige organismen met een celkern (eukaryoot) waarin het erfelijk materiaal zit opgeslagen. Dit in tegenstelling tot bacteriën die geen celkern hebben en prokaryoten genoemd worden [40].

De Oesterparasiet is amper 2 tot 4 µm groot [7] en veroorzaakt bij schelpdieren (vooral oesters) ontstekingen in het kieuwweefsel en afbraak van het bindweefsel. De parasiet dringt binnen in de bloedcellen (hematocyten) van de gastheer. In één bloedcel kunnen meer dan 10 exemplaren van de parasiet voorkomen. Voortplanting van deze parasiet gebeurt door dwarsdeling [12,41]. Na verloop van tijd zal een geïnfecteerde bloedcel sterven en openscheuren waardoor de parasieten vrijkomen. Via het zeewater kunnen ze vervolgens door andere oesters gefilterd worden en in het kieuwweefsel terecht komen. De parasiet wordt meestal dodelijk voor de Platte oester als deze een leeftijd van twee à drie jaar bereikt heeft [15].

Bij besmetting gaan de oesters vaker beginnen gapen en een gele tot zwarte verkleuring en/of letsels vertonen aan de kieuwen, de mantel en de verteringsklieren. Veel besmette oesters blijven er echter normaal uitzien, wat het niet evident maakt om besmette van niet-besmette oesters te onderscheiden met het blote oog. Daardoor is de parasiet soms al sterk verspreid op het moment van detectie. Ondertussen werden verschillende moleculaire laboratoriumtesten ontwikkeld om besmetting ondubbelzinnig te kunnen vaststellen [15]. Men gaat besmette oesters op tweejarige leeftijd oogsten, dus vooraleer de besmetting dodelijk wordt voor de oester. De parasiet vormt geen risico voor de mens bij consumptie [9,42].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Bonamia ostreae* Pichot, Comps, Tigé, Grizel & Rabouin, 1980. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=246871 (2024-10-18).

[2] Elston, R.A.; Farley, C.A.; Kent, M.L. (1986). Occurrence and significance of Bonamiasis in European flat oysters, Ostrea edulis in North America. Dis. Aquat. Org. 2(49-54). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=140458]

[3] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[4] Polet, H.; Slabbinck, B.; Verschoore, K.; Van Gompel, J. (Ed.) (2008). Visserij in de Noordzee: samen sterk voor een zee vol vis(sers). Kustwerkgroep van Natuurpunt: Oostende. 22 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=127555]

[5] Halewyck, R.; Hostyn, N. (1978). Oostends oesterboek: historiek van de Oostendse oesterteelt vanaf de 18e eeuw tot op heden. Oostendse Heem- en Geschiedkundige Kring “De Plate”: Oostende. 106 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=64754]

[6] Curé, K.; Vanden Berghe, E.; Sorgeloos, P. (2002). Perspectieven van de schelpdierkweek in de Oostendse Spuikom, in: Mees, J. et al. De Oostendse Spuikom: historiek, onderzoek en perspectieven. Relaas Spuikom Studiedag 8 december 2000 Duin en Zee (Oostende). VLIZ Special Publication, 8. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende: pp. 23-29. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=24888]

[7] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2000). Mapping of fish and shellfish diseases in ICES member countries, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, Copenhagen, 26 January – 2 February 2000, Copenhagen, 5 – 10 June 2000. ICES Cooperative Research Report, 241. ICES: Copenhagen: pp. 221-237. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=209246]

[8] Puystjens, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

[9] De Smet, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Nevejan, N. (2011). Persoonlijke mededeling.

[11] Pichot, Y.; Comps, M.; Tige, G.; Grizel, H.; Rabouin, M.-A. (1980). Recherches sur *Bonamia ostreae* gen. n., sp. n., parasite nouveau de l’huître plate *Ostrea edulis* L. Rev. Trav. Inst. Pech. Marit. 43(1): 131-140. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121309]

[12] Renault, T. (1996). Appearance and spread of diseases among bivalve molluscs in the northern hemisphere in relation to international trade. Rev. sci. tech. Off. int. Epiz. 15(2): 551-562. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121276]

[13] Arzul, I.; Langlade, A.; Chollet, B.; Robert, M.; Ferrand, S.; Omnes, E.; Lerond, S.; Couraleau, Y.; Joly, J.-P.; François, C.; Garcia, C. (2011). Can the protozoan parasite *Bonamia ostreae* infect larvae of flat oysters *Ostrea edulis*? Veterinary parasitology 179(1-3): 69-76. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=209216]

[14] Arzul, I.; Miossec, L.; Blanchet, E.; Garcia, C.; François, C.; Joly, J.-P. (2006). *Bonamia ostreae* and *Ostrea edulis*: A stable host-parasite system in France?, proceedings of the 11th Symposium of the International Society for Veterinary Epidemiology and Economics, Cairns, Australia: Theme 1. Aquatic animal epidemiology: Crustacean and shellfish disease session. International Symposia on Veterinary Epidemiology and Economics: Cairns: pp. 27. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=209211]

[15] Culloty, S.C.; Mulcahy, M.F. (2007). *Bonamia ostreae* in the native oyster *Ostrea edulis*: a review. Marine Environment and Health Series 29: 36. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=120857]

[16] Cigarría, E.; Elston, R. (1997). Independent introduction of *Bonamia ostreae*, a parasite of *Ostrea edulis*, to Spain. Dis. Aquat. Org. 29(2): 157-158. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121266]

[17] Van Banning, P. (1991). Observations on bonamiasis in the stock of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, in the Netherlands, with special reference to the recent developments in Lake Grevelingen. Aquaculture 93(3): 205-211. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=120990]

[18] Engelsma, M.Y.; Kerkhoff, S.; Roozenburg, I.; Haenen, O.L.M.; van Gool, A.; Sistermans, W.; Wijnhoven, S.; Hummel, H. (2010). Epidemiology of Bonamia ostreae infecting European flat oysters *Ostrea edulis* from Lake Grevelingen, The Netherlands. Mar. Ecol. Prog. Ser. 409: 131-142. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=197909]

[19] Hudson, E.B.; Hill, B.J. (1991). Impact and spread of bonamiasis in the UK. Aquaculture 93(3): 279-785. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=139856]

[20] McArdle, J.F.; McKiernan, F.; Foley, H.; Jones, D.H. (1991). The current status of *Bonamia* disease in Ireland. Aquaculture 93(3): 273-278. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=139857]

[21] Fisheries and Oceans Canada (2007). Synopsis of infectious diseases and parasites of commercially exploited shellfish: *Bonamia ostreae* of oysters. http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/aah-saa/diseases-maladies/bonostoy-eng.html (2009-07-13).

[22] Madsen, L.; Kamp, J.; Mellergaard, S. (2013). What can the Limfjord tell us about limiting factors for *Bonamia ostreae* in northern Europe? Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 33(5): 165-169. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302339]

[23] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[24] Culloty, S.C.; Novoa, B.; Pernas, M.; Longshaw, M.; Mulcahy, M.F.; Feist, S.W.; Figueras, A. (1999). Susceptibility of a number of bivalve species to the protozoan parasite *Bonamia ostreae* and their ability to act as vectors for this parasite. Dis. Aquat. Org. 37(1): 73-80. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121270]

[25] Lynch, S.A.; Abollo, E.; Ramilo, A.; Cao, A.; Culloty, S.C.; Villalba, A. (2010). Observations raise the question if the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, can act as either a carrier or a reservoir for *Bonamia ostreae* or *Bonamia exitiosa*. Parasitology 137(10): 1515-1526. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297199]

[26] Renault, T.; Cochennec, N.; Grizel, H. (1995). *Bonamia ostreae*, parasite of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, does not experimentally infect the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*. Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol 15(3): 78-80. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=209219]

[27] Fisher, W.S. (1988). In vitro binding of parasites (*Bonamia ostreae*) and latex particles by hemocytes of susceptible and insusceptible oysters. Dev. Comp. Immunol. 12(1): 43-53. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=120986]

[28] Carnegie, R.B.; Cochennec-Laureau, N. (2004). Microcell parasites of oysters: recent insights and future trends Aquat. Living Resour. 17: 519-528. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=127992]

[29] Lynch, S.A.; Armitage, D.V.; Coughlan, J.; Mulcahy, M.F.; Culloty, S.C. (2007). Investigating the possible role of benthic macroinvertebrates and zooplankton in the life cycle of the haplosporidian *Bonamia ostreae*. Exp. Parasitol. 115(4): 359-368. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297200]

[30] Rowley, A.F.; Cross, M.E.; Culloty, S.C.; Lynch, S.A.; Mackenzie, C.L.; Morgan, E.; O'Riordan, R.M.; Robins, P.E.; Smith, A.L.; Thrupp, T.; Vogan, C.L.; Wootton, E.C.; Malham, S.K. (2014). The potential impact of climate change on the infectious diseases of commercially important shellfish populations in the Irish Sea - a review. ICES J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 71(4): 741-759. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297202]

[31] Arzul, I.; Gagnaire, B.; Bond, C.; Chollet, B.; Morga, B.; Ferrand, S.; Robert, M.; Renault, T. (2009). Effects of temperature and salinity on the survival of *Bonamia ostreae*, a parasite infecting flat oysters *Ostrea edulis*. Dis. Aquat. Org. 85(1): 67-75. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=251313]

[32] AGDAFF (2008). Diseases of molluscs parasitic diseases: Infection with *Bonamia ostreae*, in: AGDAFF. Aquatic animal diseases significant to Australia: Identification field guide. Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (AGDAFF): Canberra: pp. 150-152. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=209235]

[33] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[34] Boudry, P.; Chatain, B.; Naciri-Graven, Y.; Lemaire, C.; Gérard, A. (1996). Genetical improvement of marine fish and shellfish: a French perspective, Proceedings of FOID '96: International Marine Biotechnology Conference, June 7-12, St John's, Newfoundland and Labrador, Canada. Research Center for Ocean Industrial Development: St. John's: pp. 141-150. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121263]

[35] Lama, A.; Montes, J. (1993). Influence of depth of culture in the infection of the European flat oyster (Ostrea edulis L.) by *Bonamia ostreae*. Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 13(1): 17-20. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121280]

[36] Robert, R.; Borel, M.; Pichot, Y.; Trut, G. (1991). Growth and mortality of the European oyster *Ostrea edulis* in the Bay of Arcachon (France). Aquat. Living Resour. 4: 265-274. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=139697]

[37] Martin, A.G.; Gérard, A.; Cochennec, N.; Langlade, A. (1992). Selecting flat oysters, *Ostrea edulis*, for survival against the parasite *Bonamia ostreae*: assessment of the resistance of a first selected generation, in: Barnabé, G. et al. Production, environment and quality: Proceedings of the International Conference Bordeaux Aquaculture '92, Bordeaux, France, March 25-27, 1992. EAS Special Publication, 18. European Aquaculture Society: Bordeaux: pp. 545-554. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=14755]

[38] Hervio, D.; Bachhre, E.; Boulo, U.; Cochennec, N.; Vuillemin, V.; Le Cognuic, G.; Cailletaux, G.; Mazurié, J.; Mialhe, E. (1995). Establishment of an experimental infection protocol for the flat oyster, *Ostrea edulis* with the intrahaemocytic protozoan parasite, *Bonamia ostreae*. Aquaculture 132: 183-194. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=139854]

[39] Launey, S.; Barre, M.; Gerard, A.; Naciri-Graven, Y. (2001). Population bottleneck effective size in *Bonamia ostreae*-resistant populations of *Ostrea edulis* as inferred by microsattelite markers. Genet. Res., Camb. 78: 259-270. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=140463]

[40] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

[41] Poder, M.; Cahour, A.; Balouet, G. (1982). Etudes histologiques et ultrastructurales des lésions de parasitose hémocytaire chez *O. edulis*, Comptes rendus du 107e Congrès national des sociétés savantes, Brest, 1982, Sciences II. Ministère de l'éducation nationale: Brest: pp. 175-186. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=121283]

[42] Canadian Food Inspection Agency (CFIA) (2013). Infection with *Bonamia ostreae*. http://www.inspection.gc.ca/animals/aquatic-animals/diseases/reportable/bonamia-ostreae/fact-sheet/eng/1362582424837/1362582620961 (2018-09-20).

Geleedpotigen

3

Acartia (Acanthacartia) tonsa

Langsprietroeipootkreeft

© Anita Slotwinski - TAFI/UTAS

Lectoren
Micky Tackx
Frédéric Azémar

Wetenschappelijke naam

Acartia (Acanthacartia) tonsa Dana, 1849-1852 [1]

Niettegenstaande de Langsprietroeipootkreeft *Acartia (Acanthacartia) tonsa* vóór zijn introductie in Europa enkel terug te vinden was in de **Indo-Pacifische regio en** langsheen de **oostkust van de Verenigde Staten**, blijft de exacte herkomst van dit diertje alsnog onbekend. Deze kreeftachtige wist zich via transport in **ballastwater** van schepen te vestigen in Europa, waarvan de eerste melding dateert van 1916. In **1952** werd de soort voor het eerst bij ons waargenomen in de Zeeschelde. Later, in de jaren '60, kwamen ook meldingen binnen vanuit de Oostendse Spuikom. De soort gedijt zowel in zoute als brakke wateren en kan in competitie treden met inheemse planktonsoorten. Een deel van het succes van deze exoot is te danken aan de productie van rusteieren.

Oorspronkelijke verspreiding

De oorspronkelijke herkomst van de Langsprietroeipootkreeft is niet gekend. Wel kwam de soort vóór zijn introductie in Europa reeds voor in de Indo-Pacifische regio en langsheen de oostkust van de Verenigde Staten [2].

Eerste waarneming in België

In 1952 is de Langsprietroeipootkreeft voor het eerst waargenomen nabij Lillo, in de Zeeschelde [4].

Verspreiding in België

Enkele jaren na de eerste waarneming in de Zeeschelde, werd de soort in 1960-1961 ook gesignaleerd in de Spuikom van Oostende [5]. In de loop van de jaren '80 was dit roeipootkreeftje er zelfs dominant [6]. In het Schelde-estuarium is de soort sinds de jaren '60 vooral tijdens de zomer dominant aanwezig in het zoutwatertraject [7,8].

Verspreiding in onze buurlanden

Op 8 april 1925 werden voor het eerst exemplaren van de Langsprietroeipootkreeft aangetroffen in het brakwaterdeel van Canal de Caen à la mer, nabij Ouistreham (NW-Frankrijk) [9]. In de daaropvolgende jaren werd de soort ook in andere Europese landen in grote aantallen aangetroffen. Zo ook begin de jaren '30 in de Duitse rivier de Wezer (tussen Bremen en Bremerhaven) en de Nederlandse Zuiderzee. De hoge abundanties waarin deze exoot telkens werd waargenomen deed vermoeden dat de soort er reeds eerder voorkwam. Om dit vermoeden te bevestigen werden oude collecties van planktonstalen uit de Nederlandse Zuiderzee opnieuw geanalyseerd. De oudste stalen waarin de soort werd aangetroffen dateren van augustus en september 1916. Ouder materiaal, verzameld vóór juni 1912, bleek geen Langsprietroeipootkreeften te bevatten. Spijtig genoeg waren geen stalen beschikbaar voor de periode tussen juni 1912 en augustus 1916. Hierdoor kon het exacte introductiejaar niet achterhaald worden [10].

Vanaf het einde van de jaren '70 komt de Langsprietroeipootkreeft voor in het brakke water langsheen de Europese kusten van Normandië (Frankrijk) tot de golf van Finland (Baltische Zee) [11,12]. Meer zuidelijk werd in de jaren '80 het Tarsus-estuarium in Portugal bereikt en sinds 1998 komt de soort ook voor in het Guadalquivir-estuarium (Zuid-Spanje), alsook in de omringende vijvers [13].

Sinds het begin van de jaren '70 komt de soort ook voor in de Zwarte Zee, en sinds 1985 in het Middellandse Zeegebied [14].

Wijze van introductie

Hoogstwaarschijnlijk vond de introductie plaats via transport in het ballastwater van schepen [9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Omdat de soort goed aangepast is aan hoge watertemperaturen, is de Langsprietroeipootkreeft vaak één van de dominante planktonsoorten tijdens de zomermaanden [7,15]. Bovendien bevinden zich in onze estuaria en kustgebieden veel kleine voedseldeeltjes die door grazers – zoals de Langsprietroeipootkreeft – makkelijk kunnen opgegeten worden [16]. De soort verdraagt ook verminderde zuurstofconcentraties, wat vaak voorkomt op locaties met weinig tot geen waterstroming [15].

Een deel van het succes van deze exoot is te danken aan de productie van rusteieren, in het Engels '*diapause eggs*' of '*resting eggs*' genoemd. Deze rusteieren hebben een heel stevige, beschermende wand en worden gevormd bij ongunstige milieuomstandigheden – zoals een temperatuurdaling – waarna ze naar de bodem zinken. Wanneer de condities verbeteren, komen de rusteieren uit en ontwikkelen ze zich tot actief zwemmende organismen [17]. Bij de aanwezigheid van voldoende voedsel en een temperatuur boven de 20 °C, kan een eitje binnen de 10 dagen uitgroeien tot een volwassen organisme [18].

Daarenboven kunnen de rusteieren getransporteerd worden met het ballastwater [2]. Ook volwassen roeipootkreeften kunnen naar nieuwe locaties gebracht worden met het ballastwater van schepen [9] of lokaal verspreid worden met de heersende stromingen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Dit diertje zwemt actief in de waterkolom en maakt er deel uit van het zogenaamde dierlijk plankton (i.e. zoöplankton). Het is een typische estuariene soort, maar *Acartia (Acanthacartia) tonsa* kan een brede waaier aan zoutgehaltes verdragen, waardoor deze exoot tevens kan gedijen in het mariene kustmilieu en (bijna zoete) brakwatermeren [3].

De soort is het meest actief bij temperaturen boven 20 °C, wat de verspreiding van deze Langsprietroeipootkreeften in warmere gebieden – en in water waarvan de temperatuur door industriële activiteiten kunstmatig verhoogd wordt – ten goede komt [8]. Bij meer gematigde tot lage temperaturen blijkt de verspreiding van de soort beperkt tot iets minder zoute milieus, met zoutgehaltes van minder dan 33 psu [11]. Ter vergelijking: onze Noordzee heeft een zoutgehalte van 35 psu.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Seizoenaal, wanneer het water warmer wordt, komt deze exoot in grote aantallen voor. In zowel de Ooster- als de Westerschelde werd een dergelijk effect reeds aangetoond: in de zomer vervangt de Langsprietroeipootkreeft er een andere roeipootkreeft, met name de *Eurytemora affinis* [7,15].

Specifieke kenmerken

Roeipootkreeften zijn microscopisch kleine organismen. De vrouwelijke individuen van *Acartia (Acanthacartia) tonsa* meten ongeveer 1,5 mm, terwijl de mannelijke organismen maximaal 1 mm groot worden [19].

Het lichaam is worstvormig en bestaat uit twee delen. Het meest opvallende deel is de 'cephalothorax', bestaande uit de kop en het borststuk. Deze cephalothorax is afgerond aan de voorzijde, draagt twee paar antennes, een aantal monddelen op de kop en vijf paar poten aan de borst. Het eerste paar antennes is veel langer dan het tweede paar. Het andere deel – de buik of het 'abdomen' – is sterk verkort, tot slechts één vierde van de kop en het borststuk [19].

Overdag laat de soort zich zinken naar dieper water, waar de zichtbaarheid voor visueel jagende vissen beperkter is. 's Nachts verplaatst de roeipootkreeft zich naar de bovenste waterlagen om zich te voeden met allerhande kleine voedseldeeltjes [20]. Zwemmen doet dit diertje volgens een onregelmatig patroon, wat ook wel 'hop en zink' genoemd wordt. Doordat ze vaak bewegingsloos in de waterkolom blijven hangen, vallen ze tussen andere zwevende deeltjes minder op voor predatoren. Wanneer een vis te dichtbij komt, kan de Langsprietroeipootkreeft alsnog ontsnappen door zijn onregelmatig zwemgedrag [21].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Acartia (Acanthacartia) tonsa* Dana, 1849-1852. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=345943 (2024-10-18).

[2] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[3] Bakker, C.; De Pauw, N. (1975). Comparison of plankton assemblages of identical salinity ranges in estuarine tidal, and stagnant environments: II. Zooplankton Neth. J. Sea Res. 9(2): 145-165. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=13995]

[4] Leloup, E.; Konietzko, B. (1956). Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel, Belgium. 100, 5 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26732]

[5] Leloup, E.; Polk, P. (1967). La flore et la faune du Bassin de Chasse d'Ostende (1960-1961): III. Etude zoologique. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 157. Natuurwetenschappen, K.B.I.v.: Brussel, Belgium. 114, 3 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5289]

[6] Tackx, M.; Polk, P. (1982). Feeding of *Acartia tonsa* Dana (Copepoda, Calanoida): predation on nauplii of Canuella perplexa T. & A. Scott (Copepoda, Harpacticoida) in the Sluice-dock at Ostend. Hydrobiologia 94: 131-133. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=3388]

[7] Soetaert, K.; Van Rijswijk, P. (1993). Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 97(1): 47-59. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=8467]

[8] Tackx, M.L.; De Pauw, N.; Van Mieghem, R.; Azémar, F.; Hannouti, A.; Van Damme, S.; Fiers, F.; Daro, N.; Meire, P. (2004). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: spatial and temporal patterns. J. Plankton Res. 26(2): 133-141. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=57465]

[9] Remy, P. (1929). Note sur un Copépode de la saumâtre du canal de Caen à la mer [*Acartia (Acanthacartia) tonsa* Dana]. Annales de Biologie Lacustre 15: 169-186. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197114]

[10] Redeke, H.C. (1934). On the occurrence of two pelagic copepods, *Acartia bifilosa* and *Acartia tonsa*, in the brackish waters of the Netherlands. ICES J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 9(1): 39-45. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=15937]

[11] Brylinski, J.-M. (1981). Reports on the presence of *Acartia tonsa* Dana (Copepoda) in the area of Dunkirk and its geographical distribution in Europe. J. Plankton Res. 3(2): 255-261. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110851]

[12] Brylinski, J.-M. (2009). The pelagic copepods in the Strait of Dover (Eastern English Channel). A commented inventory 120 years after Eugène Canu. Cah. Biol. Mar. 50(3): 251-260. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206737]

[13] Frisch, D.; Rodriguez-Perez, H.; Green, A. (2006). Invasion of artificial ponds in Donana Natural Park, southwest Spain, by an exotic estuarine copepod. Aquat. Conserv. 16: 483-492. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=208859]

[14] Gubanova, A. (2000). Occurence of *Acartia tonsa* Dana in the Black Sea. Was it introduced from the Mediterranean? Mediterr. Mar. Sci. 1(1): 105-109. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=1176]

[15] Bakker, C.; Phaff, W.J.; van Ewijk-Rosier, M.; De Pauw, N. (1977). Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the S.W. Netherlands. Hydrobiologia 52(1): 3-13 52(1): 3-13. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3560]

[16] Bakker, C. (1978). Some reflections about the structure of the pelagic zone of the brackish Lake Grevelingen (SW-Netherlands). Hydrobiol. Bull. 12(2): 67-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=136373]

[17] Zilhoux, E.J.; Gonzalez, J.G. (1972). Egg dormancy in a neritic calanoid copepod and its implications to overwintering in boreal waters, in: Battaglia, B. 5th European Marine Biology Symposium. Piccin Editore: Padova: pp. 217-230. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197266]

[18] Leandro, S.M. (2006). Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions. Mar. Biol. (Berl.) 150(1): 121-129. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=260047]

[19] Rose, M. (1933). Copépodes pélagiques. Faune de France, 26. Paul Lechevalier: Paris, France. 374 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111111]

[20] Gómez-Aguirre, S. (2001). Migración vertical de *Acartia tonsa* y A. lilljeborgii (Crustacea: Copepoda) durante un eclipse de sol. An. Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. Méx. (Zool.) 72(2): 167-175. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=28794]

[21] Buskey, E.J. (1994). Factors affecting feeding selectivity of visual predators on the copepod *Acartia tonsa*: locomotion, visibility and escape responses. Hydrobiologia 292/293: 447-453. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=99129]

Ammothea hilgendorfi

Zebrazeespin

© Gerwin van de Maat

Lector
Antoine Flandroit
Marco Faasse

Wetenschappelijke naam
Ammothea hilgendorfi (Böhm, 1879) [1]

De Zebrazeespin *Ammothea hilgendorfi* kwam oorspronkelijk enkel voor aan de kustgebieden in het **tropisch en noordelijk deel van de Stille Oceaan**, maar via internationale **scheepvaart** werd de soort tot in de Middellandse Zee (1979, Lagune van Venetië) en tot aan de Britse kust (1978, Southampton) getransporteerd. Van hieruit verspreide de soort zich verder in het zuiden van Engeland richting de Noordzee. De eerste waarnemingen in de Noordzee dateren van 2010 (Essex, Engeland). Sinds **2013** wordt de Zebrazeespin ook aangetroffen in Belgische wateren. Het is niet gekend of de soort een negatief effect heeft op het ecosysteem.

Oorspronkelijke verspreiding

De Zebrazeespin is afkomstig uit kustgebieden in het tropisch en noordelijk deel van de Stille Oceaan [2]. Deze soort leeft in de tropische en gematigde litorale zone van Zuidoost Azië (o.a. Japan) [3] en de westkust van Amerika (o.a. California, Mexico) [4].

Eerste waarneming in België

In 2013 werd deze exoot voor de eerste keer geïdentificeerd uit een staal van de Hinderbank, ongeveer 30 km van de kust verwijderd. Twee specimens waren aanwezig in het grofkorrelige bodemstaal, bekomen op een diepte van 31 meter [5].

Verspreiding in België

Sinds 2022 werden meer dan 1.000 exemplaren van de zeebrazeespin aangetroffen op de golfbrekers van Knokke (alle levensstadia), waaruit kan afgeleid worden dat deze soort hier een gevestigd voorkomen kent [6,7]. Zo werden frequent hoge densiteiten opgemeten, tot ruim 400 individuen per vierkante meter [7].

Verspreiding in onze buurlanden

In Europa werd de Zebrazeespin voor het eerst aangetroffen langsheen de Britse kust nabij Southampton (1978) [8,9], van waaruit de soort zich langzaam verder verspreidde. In de lagune van Venetië (Middellandse Zee) werd deze zeespin tussen 1979 en 1981 voor het eerst gemeld [10-12]. Tijdens vier staalnameperiodes over acht locaties werden tussen 1991 en 2017 in de lagune nogmaals 29 exemplaren aangetroffen, hetgeen volgens de auteurs wijst op een breed en gevestigd voorkomen. De Zebrazeespin bleek trouwens, naast één enkel voorkomen van een kleine *Anoplodactylus pygmaeus*, de enige voorkomende zeespinnensoort te zijn in de lagune van Venetië, terwijl hier vroeger zeven soorten gedijden [13]. De eerste waarnemingen in het Noordzeegebied dateren van 2010 en situeren zich in het Britse Blackwater-estuarium (Essex) [14]. In hetzelfde jaar werd de Zebrazeespin ook verder van huis aangetroffen in Turkije (Mersin Baai – Zuid-Turkije) [15].

In augustus 2013 werden de eerste waarnemingen van Nederlandse exemplaren in de Oosterschelde bij Zierikzee bevestigd [16]. In twee bodemmonsters werden maar liefst 17 exemplaren aangetroffen. Een mannelijk exemplaar droeg eierzakjes en twee vrouwtjes bevatten eieren die zich in een vergaande staat van ontwikkeling bevonden. Dit laatste, samen met het grote aantal gevonden exemplaren, wijst er op dat de soort waarschijnlijk al eerder in de Oosterschelde is gearriveerd en zich hier succesvol aan het vestigen is [17].

In 2019 werd de soort voor het eerst waargenomen langsheen de Frans-Atlantische kust in het zuiden van Bretagne (inham Étel-rivier), waar bij een enkele sampling tot 70 individuen werden aangetroffen [18]. Later werd deze zeespin nog op tal van andere locaties waargenomen in zowel Noord- als Zuid-Bretagne [19].

Wijze van introductie

Het is onduidelijk hoe de soort in de Oosterschelde terecht is gekomen. Hoogstwaarschijnlijk vond de introductie naar Engeland plaats via internationale scheepvaart [2]. Van daaruit is het mogelijk dat enkele exemplaren naar Nederland werden getransporteerd via de import van schelpdieren of de pleziervaart [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

In Poole Harbor (Zuid-Engeland) bleek de Zebrazeespin in staat zich binnen de vijf jaar vanaf pontons in een jachthaven naar de naburige rotsachtige kusten te verspreiden en daar lokaal 'superabundante' voorkomens aan te nemen [14]. In Nederland geven de steekproeven ook hoge lokale dichtheden aan [16]. Verdere verspreiding in de Noordzee is daarom zeker te verwachten.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Daar de soort geen dispersieve fase kent in de levenscyclus, verwacht men dat de verspreiding van de Zebrazeespin eerder traag zal zijn, tenzij menselijke activiteiten (scheepvaart, schelpdiertransport) de verspreiding van de soort verder in de hand werken [20].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Zebrazeespin leeft op sediment, mossel- en oesteraggregaties en zeewier, maar zijn ook te vinden op stekelhuidigen (zeekomkommer en zeesterren) en hydroïdpoliepen [6,21-23]. Het is niet geweten of de soort een negatieve ecologische impact uitoefent [24]. Theoretisch gezien kan er echter wel concurrentie voor voedsel en ruimte zijn met andere inheemse (en geïntroduceerde) zeespinnen of andere fauna [20].

Specifieke kenmerken

Zeespinnen (klasse Pycnogonida) onderscheiden zich van de spinnen (klasse Arachnida) doordat ze wereldwijd voorkomen in de oceaan. De meeste zeespinnen zijn slechts enkele

mm groot en moeilijk uit elkaar te houden. Enkele soorten worden inclusief poten 2 cm groot, zoals het Michelinmannetje (*Pycnogonum litorale*), de Rode zeespin (*Nymphon rubrum*) en de Zebrazeespin (*Ammothea hilgendorfi*) [16]. De autochtone Rode zeespin is eenvoudig te onderscheiden van de Zebrazeespin. De eerste soort is slanker qua lichaamsbouw en egaal licht tot donker roodbruin gekleurd [9]. De Zebrazeespin heeft een opvallende robuustere lichaamsbouw en duidelijke bruine tot paarsige dwarsbanden op een voornamelijk geelbruin lichaam en poten, en een opvallende rode band op het lichaam [24].

Volwassen Zebrazeespinnen vertonen geslachtsdimorfie [25]. De vrouwtjes van de Zebrazeespin zijn iets groter (poot- en lichaamslengte) dan de mannetjes, die wel iets bredere lichamen hebben [25]. De holle poten van dit type zeespinnen worden gebruikt voor de ontwikkeling en opslag van de geslachtscellen. De vrouwtjes produceren eierzakjes die door de mannetjes opgepakt en bevrucht worden. Mannelijke zeespinnen paren meestal met meer dan één vrouwtje en omgekeerd, wat polyandrie wordt genoemd [26]. Het zijn ook de mannetjes die de broedzorg voor hun rekening nemen. Onder hun buik hebben ze een extra paar pootachtige aanhangsels: de ovigeren. Hiermee dragen ze bevruchte eierzakjes tot de larven uitkomen [27].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=134607 (2024-10-18).

[2] Faasse, M. (2013). Further dispersal of the sea-spider *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879) in the North Sea to The Netherlands. BioInvasions Records 2(4): 287-289. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298895]

[3] Nakamura, K.; Child, C.A. (1991). Pycnogonida from waters adjacent to Japan. Smithsonian Contributions to Zoology, 512. Smithsonian Institution Press: Washington. 74 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300155]

[4] Liu, R. (2008). Checklist of marine biota of China Seas. Science Press: Beijing. ISBN 978-7-03-023722-4. 1267 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=210242]

[5] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2014). Report of the ICES Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 19-21 March 2014, Palanga, Lithuania. CM Documents - ICES. CM 2014/ACOM:32. ICES: 259 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298896]

[6] Flandroit, F.; Simon, L.; Caulier, G. (2024). Description of limb anomalies resulting from molt irregularities in *Ammothea hilgendorfi* (Pycnogonida: Ammotheidae). Arthropoda 2(2): 156-168. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393373]

[7] Flandroit, A., Simon, L., Decoux, B., Geerinckx, N., Eeckhaut, I. & Caulier, G (in prep). Characterization of the first invasive population of sea spiders (Pycnogonida).

[8] Bamber, R.N. (1988). The itinerant sea spider *Ammothea hilgendorfi* (Böhm) in British waters. Proc. Hampsh. Field Club Archaeol. Soc. 41: 269-270. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298901]

[9] Bamber, R.N. (2010). Sea-spiders (Pycnogonida) of the north-east Atlantic: Keys and notes for identification of British species. 2nd. Edition. Synopses of the British Fauna, N.S. 5. . Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 978-185153-273-5. 249 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=199646]

[10] Marchini, A.; Ferrario, J.; Sfriso, A.; Occhipinti-Ambrogi, A. (2015). Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. Biological Invasions 17(10): 2943-2962. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298897]

[11] Occhipinti-Ambrogi, A.; Marchini, A.; Cantone, G.; Castelli, A.; Chimenz, C.; Cormaci, M.; Froglia, C.; Furnari, G.; Gambi, M.C.; Giaccone, G.; Giangrande, A.; Gravili, C.; Mastrototaro, F.; Mazziotti, C.; Orsi-Relini, L.; Piraino, S. (2010). Alien species along the Italian coasts: an overview. Biological Invasions 13(1): 215-237. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298898]

[12] Krapp, F.; Sconfietti, R. (1983). *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879), an adventitious pycnogonid new for the Mediterranean Sea. Mar. Ecol. 4(2): 123-132. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=245149]

[13] Mizzan, L. (2018). New data on the presence and diffusion of the exotic sea-spider *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879) in the Lagoon of Venice (Italy). Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia 69: 43-46. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393368]

[14] Bamber, R.N. (2012). Anthropogenic spread of the immigrant seaspider *Ammothea hilgendorfi* (Arthropoda: Pycnogonida: Ammotheidae) in UK waters. Marine Biodiversity Records 5(78): 1-5. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298902]

[15] Ragkousis, M.; Abdelali, N.; Azzurro, E.; Badreddine, A.; Bariche, M.; Bitar, G.; Crocetta, F.; Denitto, F.; Digenis, M.; El Zrelli, R.; Ergenler, Y.; Fortic, A.; Gerovasileiou, V.; Grimes, S.; Katsanevakis, S.; Kocak, C.; Licchelli, C.; Loudaros, E.; Mastrototaro, F.; Mavric, B.; Mavruk, S.; Miliou, A.; Montesanto, F.; Ovalis, P.; Pontes, M.; Rabaoui, L.; Sevingel, N.; Spinelli, A.; Tiralongo, F.; Tsatiris, A.; Turan, C.; Vitale, D.; Yalgin, F.; Yapici, S.; Zenetos, A. (2020). New alien Mediterranean biodiversity records (October 2020). Mediterr. Mar. Sci. 21(3): 631-652. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=331638]

[16] Perk, F.A.; Faasse, M.A. (2014). De Zebrazeespin *Ammothea hilgendorfi* waargenomen in het litoraal bij Zierikzee. Het Zeepaard 74(3): 93-97. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=241731]

[17] Stichting ANEMOON (2013). Zeespin uit Stille Oceaan heeft Nederlandse kust bereikt. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=19041 (2018-07-17).

[18] Le Roux, A.; Gélinaud, G.; Le Bail, Y.; Monnat, J.-Y.; Morel, J.-Y.; Paraire, O.; Ros, J. (2020). Occurrence of *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879) a pycnogonid from the north Pacific, in Étel river. An Aod 8(1): 21-32. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393366]

[19] Le Roux, A.; Corbrion, P.; Gully, F.; Cochu, M.; Picard, C. (2022). Nouveaux signalements d'*Ammothea hilgendorfi* (Pycnogonida, Ammotheidae) sur les côtes de Bretagne. An Aod In Press: 1-12. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393364]

[20] Nederlands Soortenregister. Overzicht van de Nederlandse biodiversiteit (2018). Zebrazeespin *Ammothea hilgendorfi* https://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=174045 (2018-08-09).

[21] Ohshima, H. (1927). Notes on some pycnogons living semiparasitic on holothurians. Proc. Imp. Acad. Jpn. 3: 610-613. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300156]

[22] Nakamura, K.; Fujita, T. (2004). *Ammothea hilgendorfi* (Pycnogonida: Ammotheidae) associated with a sea star, Coscinasterias acutispina (Echinodermata: Asteroidea) from Sagami Bay, Japan. Species Divers 9: 251-258. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300154]

[23] Hedgpeth, J.W.; Haderlie, E.C. (1980). Pycnogonids, in: Morris, R.H. et al. Intertidal invertebrates of California. Stanford University Press: Stanford: pp. 636-640. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300157]

[24] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[25] Barreto, F.S.; Avise, J.C. (2008). Polygynandry and sexual size dimorphism in the sea spider *Ammothea hilgendorfi* (Pycnogonida: Ammotheidae), a marine arthropod with brood-carrying males. Mol. Ecol. 17(18): 4164-4175. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298903]

[26] Andersson, M. (1994). Sexual selection. Princeton University Press: New Jersey. ISBN 9780691000572. 624 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300152]

[27] Arnaud, F.; Bamber, R.N. (1988). The biology of Pycnogonida. Adv. Mar. Biol. 24: 1-96. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201336]

Amphibalanus amphitrite

Paarsgestreepte zeepok

© Andrew Cohen - SFEI

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854) [1]
Vroeger bekend als *Balanus amphitrite*

De Paarsgestreepte zeepok *Amphibalanus amphitrite* is een **kosmopolitische** zeepok die van nature voorkomt in vrijwel alle tropische en subtropische zeeën. Het is een typische aangroeisoort die **vastgehecht op scheepsrompen** over grote afstanden getransporteerd kan worden. Het eerste exemplaar werd in **1952** in België aangetroffen in een oesterkwekerij in de haven van Oostende. Het duurde echter nog tot februari 1995 vooraleer de Paarsgestreepte zeepok met regelmaat langs onze kust werd waargenomen. Aanvankelijk werd verondersteld dat de dieren de lagere wintertemperaturen niet zouden overleven, maar dit bleek niet het geval. De Paarsgestreepte zeepok is sinds 2011 algemeen in de haven van Oostende aanwezig. Deze soort gedijt goed in gebieden met een zekere fysische stress of graad van vervuiling.

Oorspronkelijke verspreiding

De Paarsgestreepte zeepok is een kosmopolitische zeepok die van nature voorkomt in vrijwel alle tropische en subtropische zeeën. Zo is deze zeepok in de Middellandse zee al sinds mensenheugenis een veel voorkomende soort [2,3]. Langs het Iberische schiereiland en de Franse Atlantische kust komen populaties van de soort voor zolang de omgevingsparameters (bv. temperatuur) gunstig zijn [4]. Het is niet evident om de natuurlijke noordelijke verspreidingsgrens te bepalen, maar vermoedelijk situeert zich dit ter hoogte van de Frans-Atlantische kust [5].

Eerste waarneming in België

Sinds februari 1995 wordt de Paarsgestreepte zeepok regelmatig aangetroffen ter hoogte van onze kust, zowel op aangespoelde voorwerpen als in lokale populaties. De eerste Belgische populatie werd waargenomen in september 1995, op een strandhoofd in Koksijde [6].

Tijdens het herbekijken van het collectiemateriaal van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) bleek echter dat het eerste exemplaar van de soort reeds in 1952 werd ontdekt. Dit exemplaar, dat werd aangetroffen in een oesterkwekerij in de haven van Oostende, werd toen foutief gedetermineerd als zijnde de Zeetulp *Megabalanus tintinnabulum* [3].

Verspreiding in België

De populatie op één van de strandhoofden van Koksijde werd na september 1995 niet meer aangetroffen. Maar de populatie die in 1996 in de Mercator jachthaven van Oostende waargenomen werd, bleek permanent. Zelfs na de strenge winters van 1995-1996 en 1996-1997 werden hier – tegen alle verwachtingen in – nog levende exemplaren teruggevonden. In de zomers van 1996 en 1997 slaagde de Paarsgestreepte zeepok er zelfs in om zich voort te planten in ons kustgebied. In 1997 waren er zelfs twee zaadvallen [5,6].

In de Oostendse haven is de soort in alle dokken aanwezig op harde constructies, maar ook vastgehecht op de romp (*hull fouling*) van pleziervaartuigen [3]. Ook in de Oostendse Spuikom wordt de Paarsgestreepte zeepok occasioneel waargenomen [7]. In Nieuwpoort wordt de soort enkel aangetroffen op de romp van jachten. In de havens van Zeebrugge en Blankenberge werd de soort nog niet aangetroffen. De Paarsgestreepte zeepok kan ook teruggevonden worden op verschillende navigatieboeien in open zee [3].

Het is opmerkelijk dat deze zeepoksoort zich bij ons heeft weten te handhaven op plaatsen die – in tegenstelling tot vroegere Engelse en Nederlandse waarnemingen – niet in de nabijheid liggen van energiecentrales met een verwarmde wateruitstroom. Dit kan wellicht toegeschreven worden aan enkele warme zomers sinds 1990, die een goede voortplanting toelieten [6].

Verspreiding in onze buurlanden

Niemand minder dan Charles Darwin, die deze soort in 1854 voor het eerst beschreef, maakte melding van de Paarsgestreepte zeepok in de Middellandse zee en langsheen de Portugese kust [8]. Archeologisch en geologisch onderzoek wees uit dat de soort al langer in de Middellandse zee voorkwam [9]. Langs de Atlantische kust van Frankrijk werd deze zeepok voor het eerst waargenomen in 1914, in La Rochelle [10]. In 1928 werden tevens exemplaren gevonden in Le Havre (het Kanaal). Tegenwoordig is de soort algemeen aanwezig in de haven van Duinkerke [11,12]. In Engeland werd de eerste populatie ontdekt in 1937, te Shoreham [13].

In Nederland wordt de soort waargenomen sinds 1962 [14]. De vroegere vindplaatsen bevonden zich vooral in de buurt van koelwaterinstallaties van elektriciteitscentrales, waar een kunstmatig hogere watertemperatuur heerst, zoals in het koelwaterkanaal van de Provinciale Zeeuwse Electriciteits-Maatschappij (PZEM) nabij Vlissingen. De temperatuur schommelde er in 1974 tussen 12,4 °C (januari) en 36,9 °C (juli). Ook in het Veerse Meer kende de soort een snelle uitbreiding in de jaren ‘70, niettegenstaande het water hier niet kunstmatig wordt verwarmd [5,15]. Het is echter niet zeker of *Amphibalanus amphitrite* tegenwoordig nog voorkomt in Nederland [16].

Wijze van introductie

Deze zeepok is een typische aangroeisoort. Door zich vast te hechten op scheepsrompen kan de soort wijd verspreid worden [5]. Deze zeepok vertoont vaak dichte populaties in de nabijheid van havens, zelfs binnen zijn natuurlijk verspreidingsgebied.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Paarsgestreepte zeepok komt zowel hoog in de getijdenzone voor als permanent ondergedompeld. De soort kan tevens wisselende zoutgehaltes verdragen. Wel heeft de zeepok een voorkeur voor warmere watertemperaturen, wat de voortplanting bevordert en de overlevingskans van de larven aanzienlijk verhoogt. Als de omstandigheden aan onze Belgische kust gunstig zijn – zoals in de zomers van 1995 en 1996 – kunnen heel wat larven overleven, zich vestigen en uitgroeien tot volwassen exemplaren [5].

De soort is regelmatig aanwezig in gebieden met een zekere fysische stress of graad van vervuiling [3]. In het zwaar vervuilde Visserijdok in de haven van Oostende wordt de Paarsgestreepte zeepok algemeen aangetroffen [6].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Oorspronkelijk werd verondersteld dat de Paarsgestreepte zeepok de koudere winters in onze streken niet zou overleven. Na de strenge winter van 1997 – toen zelfs het Mercatordok in Oostende bevroor – bleken toch nog geslachtsrijpe exemplaren aanwezig te zijn op verschillende jachtrompen [6]. In de zomer van 1997 werden testpaneeltjes uitgezet om na te gaan of de aanwezige exemplaren zich wel degelijk voortplantten. Op alle panelen waren na enig tijd meerdere jonge individuen terug te vinden die pas gevestigd waren. Maar naast deze blijvende populaties kent onze kust waarschijnlijk ook een onregelmatige en toevallige instroom van larven van elders, via ballastwater [6].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Paarsgestreepte zeepok behoort tot de vaste aangroeigemeenschap van schepen, havens, boeien en andere harde substraten langs onze kust. De aangroei van zeepokken op schepen zorgt voor extra weerstand en dus extra brandstofverbruik, maar het verwijderen ervan kost handenvol geld. Een veel gebruikte techniek om de aangroei van zeepokken op scheepsrompen te vermijden is het onder hogedruk reinigen van de romp in een droogdok, om deze vervolgens te behandelen met pesticiden-bevattende aangroeiwerende verf, ook wel antifouling-verf genoemd [6]. Wanneer de zeepokken zich vestigen in industriële koelwatersystemen is chlorinatie een veel gebruikte methode om de dieren te verwijderen [17]. Recent onderzoek stelt voor om aangroei te vermijden door de scheepsromp te doen trillen op een ultrasone frequentie, waardoor zeepokken en andere organismen zich niet zouden kunnen vasthechten op de romp [18].

De Paarsgestreepte zeepok komt – samen met de Nieuw-Zeelandse zeepok *Austrominius modestus* – tevens voor in de hoogste getijdenzone waar ook de Gewone zeepok *Semibalanus balanoides* voorkomt [6,19]. De Gekartelde zeepok, *Balanus crenatus*, komt lager in de getijdenzone voor. De Paarsgestreepte zeepok blijkt in havens wel competitie voor ruimte te ondervinden van de Brakwaterpok *Amphibalanus improvisus* alsook van talrijke andere aangroeiorganismen zoals mosdiertjes, kokervormende vlokreeftjes, slibkokerwormen en zakpijpen. Deze aangroei-organismen kunnen de Paarsgestreepte zeepok overgroeien en – in combinatie met slibafzetting – ervoor zorgen dat een rottingsproces op gang komt, met het afsterven van de onderliggende zeepokken tot gevolg.

Specifieke kenmerken

De Paarsgestreepte zeepok is – zoals zijn naam al laat vermoeden – gemakkelijk te herkennen aan de paarse strepen op de wandstukken. Dit is extra opvallend bij recent, goed uitgegroeide exemplaren, maar door verweringsprocessen kan het strepenpatroon verdwijnen bij de oudere exemplaren. Een overzicht van de detailkenmerken voor een correcte determinatie van deze soort is terug te vinden in de literatuur [5,20].

Per broedsel kan de Paarsgestreepte zeepok ongeveer 1.000 tot 10.000 eitjes produceren. De bevruchting vindt intern plaats [21] en de drijvende larven worden vervolgens meegenomen door de heersende zeestromingen. Het aantal geproduceerde larven neemt toe met een stijgende watertemperatuur (althans tussen de 20 en 30 °C) [22].

Deze zeepokken grijpen eetbare deeltjes uit het water door middel van een uitstulpbaar cirrusapparaat [23], wat min of meer doet denken aan een zeefje waarmee ze door het water slaan. Voedseldeeltjes die in de waterkolom aanwezig zijn blijven in dit cirrusapparaat kleven en worden vervolgens naar de mond gebracht en opgenomen.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=421137 (2024-10-18).

[2] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[3] Kerckhof, F.; Cattrijsse, A. (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. Senckenb. Marit. 31(2): 245-254. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25318]

[4] Fischer-Piette, E.; Prenant, M. (1956). Distribution des cirripèdes intercotidaux d'Espagne septentrionale. Bull. Cent. Etud. Rech. Sci. Biarritz 1(1): 7-19. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121050]

[5] Kerckhof, F. (1996). *Balanus amphitrite* (Darwin, 1854): een nieuwe zeepok voor onze fauna? De Strandvlo 16(3): 100-109. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19169]

[6] Kerckhof, F. (1998). Het voorkomen van *Balanus amphitrite* langs de kust, in 1996 en 1997. De Strandvlo 18(4): 170-179. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19225]

[7] Kerckhof, F. (2011). Persoonlijke mededeling.

[8] Darwin, C. (1854). A monograph of the subclass Cirripedia, with figures of all the species. The Ray Society: London, UK. 684, 30 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121051]

[9] Wirtz, P.; Araujo, R.; Southward, A.J. (2006). Cirripedia of Madeira. Helgol. Mar. Res. 60(3): 207-212. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120706]

[10] Prenant, M. (1929). *Balanus amphitrite* (Darwin) sur les côtes atlantiques françaises. Bull. Soc. Zool. Fr 49(3-5): 212-213. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121052]

[11] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[12] Davoult, D.; Dewarumez, J.-M.; Glaçon, R. (1993). Nouvelles signalisations d'espèces macrobenthiques sur les côtes françaises de la Manche orientale et de la Mer du Nord: 4. Groupes divers. Cah. Biol. Mar. 34(1): 55-64. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=35748]

[13] Bishop, M.W.H. (1950). Distribution of *Balanus amphitrite* Darwin var. denticulata Broch. Nature (Lond.) 165(4193): 409-410. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121055]

[14] Borghouts-Biersteker, C.H. (1969). *Balanus amphitrite* Darwin in Nederland (Crustacea, Cirripedia). Zoologische Bijdragen 2: 4-7. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37805]

[15] Vaas, K.F. (1975). Immigrants among the animals of the Delta-Area of the SW Netherlands. Hydrobiol. Bull. 9(3): 114-119. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=14656]

[16] Huwae, P.; Kerckhof, F. (2011). Checklist van de in Nederland en België aangetroffen rankpotigen (Crustacea, Cirripedia), met gegevens over de vindplaatsen van de genoemde soorten. Het Zeepaard 71(1): 15-30. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=203109]

[17] Khalanski, M.; Borderet, F. (1981). Impact de chlorination sur la qualité de l'eau et le plancton. Bilan des études réalisées sur le site de Gravelines de 1979 à 1983. Report EDF DER HE/31-85.09. [S.n.]: [s.l.]. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120919]

[18] Seth, N.; Chakravarty, P.; Khandeparker, L.; Anil, A.C.; Pandit, A.B. (2015). Quantification of the energy required for the destruction of *Balanus amphitrite* larva by ultrasonic treatment. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 90(7): 1475-1482. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299125]

[19] Kerckhof, F. (2002). Barnacles (Cirripedia, Balanomorpha) in Belgian waters, an overview of the species and recent evolutions, with emphasis on exotic species. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72(Suppl.): 93-104. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66768]

[20] Southward, A.J. (2008). Barnacles: keys and notes for the identification of British species. Synopses of the British Fauna, N.S. 57. Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 978-1-85153-270-4. viii, 140 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119980]

[21] El-Komi, M.; Kajihara, T. (1991). Breeding and moulting of barnacles under rearing conditions. Mar. Biol. 108(1): 83-89. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121058]

[22] Desai, D.; Anil, A.; Krishnamurthy, V. (2006). Reproduction in *Balanus amphitrite* Darwin (Cirripedia: Thoracica): influence of temperature and food concentration. Mar. Biol. (Berl.) 149(6): 1431-1441. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=260022]

[23] Labarbera, M. (1984). Feeding currents and particle capture mechanisms in suspension feeding animals. Am. Zool. 24: 71-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120624]

Amphibalanus improvisus

Brakwaterpok

© Biopix

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854) [1]
Vroeger bekend als *Balanus improvisus*

De oorspronkelijke **herkomst** van de Brakwaterpok *Amphibalanus improvisus* is **onduidelijk**, waardoor de soort door veel wetenschappers als **cryptogeen** wordt aangeduid. Het is een typische aangroeisoort die zich door **vasthechting op scheepsrompen** gemakkelijk kan verspreiden. Pas in **1895** werden voor het eerst levende exemplaren van deze zeepok in België gemeld. Er zijn ook exemplaren gevonden in archeologisch materiaal daterend uit de 17e eeuw. De Brakwaterpok kan in competitie treden met lokale soorten voor zowel voedsel als ruimte, maar kan ook een positieve invloed hebben op het voorkomen van algen, zoals in de Baltische Zee werd aangetoond.

Oorspronkelijke verspreiding

Er bestaat onduidelijkheid over de oorsprong en de niet-inheemse status van de Brakwaterpok. Vroeger bleek het echter moeilijk om witte zeepokken uit elkaar te houden, tot Darwin in 1845 tal van soorten beschreef. Gebaseerd op de heel vroege waarnemingen kan gesteld worden dat deze soort ofwel een inheemse soort voor Europa is, ofwel een heel vroege immigrant betreft [2]. Zo wordt in een soortenlijst van de Nederlandse kust niet vermeld dat de Brakwaterpok een exotische herkomst heeft [3]. Anderen beschrijven deze zeepoksoort dan weer als afkomstig uit warmere zeeën [4] of uit de Noord(west)-Atlantische Oceaan [5]. Door deze grote onduidelijkheid in herkomst, wordt de soort daarom door vele wetenschappers getypeerd als zijnde cryptogeen [6].

De Brakwaterpok is typisch voor koude tot gematigde streken en komt vooral voor in intergetijdengebieden en estuaria, maar kan ook ver uit de kust waargenomen worden [7]. Deze soort wordt tot op een diepte van 90 meter aangetroffen [8]. Ze hecht zich vast op harde substraten zoals kustverdedigingswerken, scheepsrompen en haveninfrastructuur, maar is ook terug te vinden op de schelpen van weekdieren (bv. oesters), op kreeftachtigen (bv. krabben) en zelfs op algen [7,9].

Eerste waarneming in België

Aan de Belgische kust is de Brakwaterpok voor het eerst met zekerheid gerapporteerd in 1895. De soort werd toen niet alleen in zee gevonden, maar ook in brak water en in de Zeeschelde [10]. Opmerkelijk is echter dat Charles Darwin de Brakwaterpok in 1854 voor het eerst beschreef en daarbij noteerde dat deze soort waarschijnlijk in België voorkwam [11]. Gezien de twijfelachtigheid van deze waarneming, wordt deze hier niet beschouwd als de eerste waarneming voor België. Recent archeologisch onderzoek heeft echter aangetoond dat de Brakwaterpok reeds in de 17e eeuw in onze contreien leefde [7].

Verspreiding in België

Begin de jaren ‘60 was de Brakwaterpok één van de vier meest voorkomende zeepokken voor de Belgische kust [12]. Het is de meest algemene zeepok in de kusthavens en de Spuikom van Oostende [13,14]. De soort wordt in België ook aangetroffen in estuaria [8] en het vrijwel zoete water van het Boudewijnkanaal [15]. Maar ook in zeewater kan de soort voorkomen. Eind jaren ‘90 vonden wetenschappers de soort terug op boeien in het Belgisch deel van de Noordzee tot 25 kilometer uit de kustlijn [16]. De Brakwaterpok wordt ook nu nog regelmatig op boeien gesignaleerd [14,15].

Verspreiding in onze buurlanden

De allereerste gerapporteerde waarneming van de Brakwaterpok in Europa komt uit Nederland. Daar werd de soort voor het eerst gemeld in 1827, onder de naam *Balanus ovularis*, een in onbruik geraakte naam voor de Brakwaterpok *Amphibalanus improvisus* [17]. In 1844 volgden meldingen uit de Baltische Zee [18] en uit de Zwarte Zee [19]. Deze meldingen dateren echter allen van vóór de officiële beschrijving van de Brakwaterpok door Charles Darwin, in 1854 [11]. Het is hierdoor onduidelijk of het bij deze introducties steeds om de Brakwaterpok ging. Soorten als de Gekartelde zeepok *Balanus crenatus* en de Gewone zeepok *Semibalanus balanoides* kwamen toen ook reeds voor en vertonen sterke gelijkenissen met de Brakwaterpok; witte kleur, vergelijkbare grootte en het voorkomen in het intergetijdengebied. Het tijdstip van introductie in Europa dient dus als onzeker beschouwd te worden [7].

Charles Darwin vermeldt in zijn beschrijving van 1854 dat deze zeepoksoort reeds in Europa voorkwam ter hoogte van de kusten van Engeland en Schotland [11]. Niet lang daarna, in 1858, werd de Brakwaterpok gesignaleerd in Duitsland op boeien in het Elbe estuarium [4]. In Frankrijk is de soort voor het eerst gesignaleerd in 1872 in het zuidelijk deel van de Golf van Biskaje [20]. In 1952 volgde de introductie in de Kaspische Zee [21].

Momenteel is de Brakwaterpok een veel voorkomende soort in de mariene en brakke kustwateren langsheen de Atlantische kust van Noord-Spanje tot en met Noorwegen, inclusief Groot-Brittannië, Ierland, de Baltische Zee, de Middellandse Zee, de Zwarte Zee en de Kaspische Zee, en nog steeds breidt deze zeepoksoort zijn areaal uit [9].

Wijze van introductie

De verspreiding van de Brakwaterpok gebeurde aanvankelijk door vasthechting op scheepsrompen [11]. Sommigen veronderstellen dat de Brakwaterpok vanaf de oostkust van Noord-Amerika naar onze streken zou ingevoerd zijn [18], maar dit is niet bewezen [8].

Meer recent is ook het transport van de larven in het ballastwater van schepen medeverantwoordelijk voor de secundaire verspreiding binnen Europa. Ook vasthechting van volwassen individuen op geïmporteerde oesters behoort tot de verspreidingsmogelijkheden [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Weinig inheemse zeepokken verdragen het brakwatermilieu van estuaria en havengebieden. Dit elimineert grotendeels de concurrentie in minder zoute milieus en verklaart het succes van deze soort [22].

De Brakwaterpok is tweeslachtig en kan zichzelf bovendien bevruchten, waarbij meerdere broedsels per jaar mogelijk zijn. Zo produceren Brakwaterpokken in de Baltische Zee twee broedsels per jaar. De larven verblijven twee tot vijf weken vrij in de waterkolom en kunnen – met behulp van de waterstroming – nieuwe gebieden bereiken vooraleer zich definitief te vestigen [21].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Zijn tolerantie voor een brede gradiënt aan temperatuur- en zoutgehaltes draagt positief bij tot de verspreiding van de Brakwaterpok. De optimale temperatuurgradiënt varieert tussen 0 en 30 °C [7]. Optimale zoutgehaltes voor deze soort lopen uiteen van 6 psu (brakwater) tot 30 psu, maar het voorkomen in de Noordzee (35 psu) wijst op het feit dat de Brakwaterpok ook hogere zoutgehaltes tolereert. Daarnaast kan deze pok ook overleven in zoete condities, hoewel de soort er zich niet kan voortplanten. De Nederlandse naam 'Brakwaterpok' is, gezien de soort ook in zeewater voorkomt, dan ook enigszins verwarrend.

De Brakwaterpok heeft weinig last van concurrentie met inheemse zeepokken, maar treedt wel in competitie met andere geïntroduceerde zeepokken zoals de Paarsgestreepte zeepok *Amphibalanus amphitrite*, de Nieuw-Zeelandse zeepok *Austrominius modestus* en de Gekartelde zeepok *Balanus crenatus* [9].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Brakwaterpok kan de aanwezige levensgemeenschap domineren en in competitie treden met andere soorten voor zowel ruimte als voedsel [7]. Een opmerkelijk voorbeeld hiervan is de vestiging van de Brakwaterpok op jonge exemplaren van de strandgaper *Mya arenaria*. Dit kan een tekort aan voedsel en zuurstof veroorzaken voor de strandgaper [23].

Hun aangroei op scheepsrompen, boeien en vele andere artificiële harde materialen – zoals visserstuig – kan voor economische problemen zorgen. Zo ondervinden schepen een minder efficiënt gebruik van brandstof en brengt de aangroei ook verhoogde onderhoudskosten met zich mee. Vasthechting van zeepokken kan worden opgelost door het reinigen van de romp of kan worden vermeden door behandeling met een aangroeiwerende verf, wat echter een dure onderneming is [24]. Bovendien brengen deze verven vaak schade toe aan het ecosysteem. Sommige giftige stoffen uit aangroeiwerende verven veroorzaken langdurige milieuschade, tot lang nadat ze uit circulatie genomen werden, zoals tributyltin (TBT), waarvan het gebruik reeds sinds 2003 verboden is [25].

In de koudere en brakke wateren van de Baltische Zee zijn van nature relatief weinig filtervoeders aanwezig. De geïntroduceerde Brakwaterpok zorgt in deze regio voor een goede doorstroming van nutriënten uit de waterkolom (door filtering) naar de bodem

(door uitscheiding). Op deze wijze zorgt de soort ervoor dat heel wat algen en wieren goed groeien en in stand worden gehouden. Eén van de soorten die hier merkbaar van profiteerde is het Echt darmwier *Ulva intestinalis*, waarvan de populatie in de Baltische Zee sterk is toegenomen sinds de introductie van de Brakwaterpok [26].

Specifieke kenmerken

De Brakwaterpok heeft een witte kegelvormige schelp die tot bijna 2 cm in diameter en 1 cm hoog kan worden. De centrale opening is vijfhoekig en lichtjes getand, hoewel twee hoeken afgerond kunnen zijn, waardoor de opening eerder druppelvormig lijkt [22].

De Brakwaterpok is als het ware de tweelingbroer van de Gekartelde zeepok *Balanus crenatus*. Om deze twee soorten uit elkaar te halen is een loep nodig en dient men de pokken los te maken en de verkalkte basis, waarmee ze zich vasthechten, te bekijken. Bij de Brakwaterpok is de bodem doorboord en zie je kanaaltjes lopen naar het centrum toe. De Gekartelde zeepok daarentegen heeft geen doorboorde bodem. Ook de sluitplaatjes zijn verschillend [3]. Bij twee andere witte zeepokken die in onze streken leven, de Nieuw-Zeelandse zeepok *Austrominius modestus* en de Gewone zeepok *Semibalanus balanoides*, is de basis niet verkalkt.

Zeepokken voeden zich enkel wanneer ze zich onder water bevinden. Dan wordt de centrale opening geopend en steken ze hun zes paar lange en behaarde rankpoten, of cirri, naar buiten. Hiermee filteren ze kleine voedseldeeltjes uit het water [22].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). http://www.marinespecies.org/berms/aphia.php?p=taxdetails&id=421139 (2024-10-18).

[2] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[3] Huwae, P.H.M. (1985). De Rankpotigen (Crustacea - Cirripedia) van de Nederlandse kust. Tabellenserie van de Strandwerkgemeenschap (SWG), 28. Strandwerkgemeenschap: Leiden. 44 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197223]

[4] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[5] Reise, K.; Gollasch, S.; Wolff, W.J. (2002). Introduced marine species of the North Sea coasts., in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 260-266. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40607]

[6] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[7] Olenin, S.; Olenina, I. (2009). *Balanus improvisus* Darwin, bay barnacle (Balanidae, Crustacea). in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3: pp. 271. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=134942]

[8] Kerckhof, F. (2011). Persoonlijke mededeling.

[9] Kerckhof, F. (2002). Barnacles (Cirripedia, Balanomorpha) in Belgian waters, an overview of the species and recent evolutions, with emphasis on exotic species. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72(Suppl.): 93-104. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66768]

[10] Lameere, A. (1895). Manuel de la faune de Belgique: 1. Animaux non insectes. H. Lamertin: Bruxelles, Belgium. XL, 639 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=23248]

[11] Darwin, C. (1854). A monograph of the subclass Cirripedia, with figures of all the species. The Ray Society: London, UK. 684, 30 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121051]

[12] Polk, P. (1976). Nog iets over Zeepokken. De tuimelaar 3(1): 6-7. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70536]

[13] Polk, P. (1976). Inventarisatie plankton: fauna en flora, in: Nihoul, J.C.J. et al. Projekt Zee eindverslag: 7. Inventaris van de fauna en flora. Projekt Zee eindverslag = Projet Mer rapport final, 7. Diensten van de Eerste Minister. Programmatie van het Wetenschapsbeleid: Brussel: pp. 233-311. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=6097]

[14] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[15] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Brakwaterpok - *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). https://waarnemingen.be/soort/view/26971?from=2007-09-15&to=2009-09-15&species=26971&prov=0&akt=0&from=1971-09-17&to=2009-09-15&prov=0 (2018-07-23).

[16] Kerckhof, F.; Cattrijsse, A. (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. Senckenb. Marit. 31(2): 245-254. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25318]

[17] Hoek, P.P.C. (1876). Eerste bijdrage tot de kennis der Cirripediën der Nederlandsche fauna. Tijdschr. Ned. Dierkd. Ver. 2: 16-60, 1 plate. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26726]

[18] Leppäkoski, E.; Gollasch, S.; Gruszka, P.; Ojaveer, H.; Olenin, S.; Panov, V. (2002). The Baltic: a sea of invaders. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(7): 1175-1188. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=28743]

[19] Gomoiu, M.-T.; Alexandrov, B.; Shadrin, N.; Zaitsev, Y. (2002). The Black Sea: a recipient, donor and transit area for alien species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht, The Netherlands: pp. 341-350. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40614]

[20] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[21] Leppäkoski, E.; Gollash, S.; Gruszka, P.; Ojaveer, H.; Olenin, S.; Panov, V. (1999). *Balanus improvisus* (Darwin 1854), Balanidae, Cirripedia (Acorn barnacle). in: Gollasch, S. et al. Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact: prepared by Members of the European Union Concerted Action on testing monitoring systems for risk assessment of harmful introductions by ships to European waters (MAS-CT-97-0111). pp. 49-54. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123817]

[22] Southward, A.J. (2008). Barnacles: keys and notes for the identification of British species. Synopses of the British Fauna, N.S. 57. Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 978-1-85153-270-4. viii, 140 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119980]

[23] Olszewska, A. (2000). *Mya arenaria* L., a new and unusual substratum for *Balanus improvisus* Darvin. Oceanologia 42(1): 119-121. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=61931]

[24] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[25] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

[26] Kotta, J.; Kotta, I.; Simm, M.; Lankov, A.; Lauringson, V.; Põllumäe, A.; Ojaveer, H. (2006). Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. Helgol. Mar. Res. 60(2): 106-112. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=100428]

Ampithoe valida

© Jan Soors

Lector
Jan Soors
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam
Ampithoe valida S.I. Smith, 1873 [1]

Het vlokreeftje *Ampithoe valida* komt van nature voor in de **Noordwest-Atlantische Oceaan** en de noordelijke Stille Oceaan. Dit vlokreeftje heeft vermoedelijk Europa bereikt via **oestertransporten of via de scheepvaart** (ballastwater, aangroei). De eerste melding op Europees grondgebied dateert van 1992 (Portugal). In België werd de soort voor het eerst aangetroffen in **2020**, in het Schelde-estuarium nabij Doel. Drie jaar later is de soort nog een enkele keer waargenomen nabij Lillo, maar verder zijn er geen andere meldingen uit België.

Oorspronkelijke verspreiding

Ampithoe valida is een cryptisch soortencomplex van mariene gammaride amfipoden. De soort werd initieel beschreven voor de Noord-Amerikaanse oostkust, waar dit vlokreeftje gedijt van Maine in het noorden tot Florida in het zuiden. In het natuurlijke verspreidingsgebied van de soort zijn verschillende genotypen aanwezig, waaronder inheemse genotypen in de noordwestelijke Stille Oceaan, terwijl genotypen langsheen de Noord-Amerikaanse westkust zich, afhankelijk van de locatie, hebben vermengd met die van de noordwestelijke Stille Oceaan of de noordwestelijke Atlantische populaties [2].

Eerste waarneming in België

De soort werd in 2020 voor het eerst aangetroffen op het Belgisch grondgebied in het Schelde-estuarium, nabij Doel [3].

Verspreiding in België

In 2023 is de soort nog een maal waargenomen nabij Lillo, maar verder zijn er geen andere meldingen uit België [4].

Verspreiding in onze buurlanden

Ampithoe valida werd in 1993 voor de eerste maal in Europa gerapporteerd, met name in Portugal, waar de soort zich wist te vestigen en een abundant voorkomen kent in het Mondego-estuarium (sinds 1993) en in de Ria de Aveiro (sinds 1995) [5,6]. Recentere populaties werden gevonden in mediterrane lagunes langs de Franse kust in 2000-2003, en in de Westerschelde nabij Vlissingen (Nederland) in 2013 [7,8]. In 2014 werd dit vlokreeftje ook voor de eerste maal waargenomen langsheen de Frans-Atlantische kust, in de Baai van Biskaje (Baai van Arcachon en het meer van Hossegor) [9]. Zonder moleculaire analyse kan het exacte oorsprongsgebied van de Europese populaties evenwel niet eenduidig bepaald worden [8].

Wijze van introductie

Dit vlokreeftje kan zich buiten zijn oorsprongsgebied verspreid hebben tussen de aangroeigemeenschap op scheepsrompen, in ballastwater of via oestertransport [9-11]. Een verdere secundaire verspreiding kan vervolgens plaatsvinden op natuurlijke wijze, via scheepvaart of via de uitwisseling van oesters tussen kwekerijen onderling [9,11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Ampithoe valida komt voor in kustwateren en riviermondingen, en gedijt dus zowel in mariene (35 psu) als in brakke wateren. Zo werd de soort in Willapa Bay (Washington, VS) aangetroffen bij een saliniteit van 9 psu [12]. In zijn oorsprongsgebied kent dit vlokreeftje een brede latitudinale range, wat betekent dat de soort een brede temperatuurstolerantie heeft (-2 tot 27°C) [13].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Ampithoe valida wordt in zijn natuurlijke verspreidingsgebied geassocieerd met wieren en zeegrassen (waarmee ze zich voeden [5,14-17]) in laag intergetijdengebied en ondiepe kustwateren [18]. Daarnaast wordt de soort ook aangetroffen op oesterriffen en drijvende pontons [9].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Dit vlokreeftje vormt een potentiële extra prooi voor inheemse vissen [2]. Daarnaast tonen experimenten en veldstudies aan dat *Ampithoe valida* een negatieve impact kan uitoefenen op zeegrasvelden [17,19,20].

Specifieke kenmerken

Ampithoe valida is een amphipode die in een buisvormige strutuur leeft, gemaakt van stukjes detritus die aan elkaar zijn geplakt met afscheidingsproducten [21]. Deze amphipoden hebben een gescheiden geslacht. De embryo's worden grootgebracht in een broedbuidel en er vindt een directe onwikkeling plaats [2]. Vrouwtjes kunnen in de zomermaanden meerdere generaties per jaar voortbrengen [18]. De maximale lengte schommelt rond de 12 mm [22].

Dit vlokreeftje is stervormig bestippeld en heeft twee kleine zwarte ogen. De coxale platen 1-4 zijn diep, met korte rijen slanke setae aan de postero-distale randen. Coxa 5 is het langst. Antenne 1 is ongeveer de helft van de lichaamslengte en is even lang of langer dan antenne 2. Het flagellum van antenne 1 is veel langer dan dat van antenne 2 [2]. Het telson is vrij lang en afgerond. Voor een uitgebreide soortbeschrijving wordt doorverwezen naar de literatuur [9].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ampithoe valida* S.I. Smith, 1873. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=102005 (2024-10-18).

[2] Nemesis. *Ampithoe valida*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/93424 (2024-03-08).

[3] Soors, J. Persoonlijke mededeling. INBO. (2024-04-17)

[4] Dumoulin, E. Persoonlijke mededeling - (detectie door Marco Faasse). (2024-03-05)

[5] Pardal, M.A.; Marques, J.C.; Metelo, I.; Lillebø, A.I.; Flindt, M.R. (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). Mar. Ecol. Prog. Ser. 196: 207-219. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393820]

[6] Cunha, M.R.; Sorbe, J.C.; Moreira, M.H. (1999). Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). Mar. Ecol. Prog. Ser. 190: 69-87. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393818]

[7] Wijnhoven, S.; Gittenberger, A.; Faasse, M.; Schellekens, T. (2017). Overview alien species monitoring in the Western Scheldt. Current status of monitoring efforts and presence of alien species among macrofauna and algae. Ecoauthor: Heinkenszand. 56 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=291461]

[8] Faasse, M.A. (2015). New records of the non-native amphipod *Ampithoe valida* in Europe. Marine Biodiversity Records 8: e87. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=282169]

[9] Gouillieux, B. (2017). New records of benthic amphipods, *Jassa slatteryi* Conlan, 1990 and *Ampithoe valida* Smith, 1873 (Crustacea: Peracarida: Amphipoda) for the Bay of Biscay, France, with morphological notes. Cah. Biol. Mar. 58(3): 279-28. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393817]

[10] Wasson, K.M.; Zabin, C.J.; Bedinger, L.; Diaz, M.C.; Pearse, J.S. (2001). Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. Biol. Conserv. 102: 143-153. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=140750]

[11] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Wesdorp, K.H. (2017). Uitheemse mariene soorten in Nederland. GiMaRIS Rapport, 19. GiMaRIS: Leiden. 39 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393505]

[12] Cohen, A.N.; Berry, H.D.; Mills, C.E.; Milne, D.; Britton-Simmons, K.; Wonham, M.J.; Secord, D.L.; Barkas, J.A.; Bingham, B.; Bookheim, B.E.; Byers, J.E.; Chapman, J.W.; Cordell, J.R.; Dumbauld, B.; Fukuyama, A.; Harris, L.H.; Kohn, A.J.; Li, K.; Mumford, Jr., T.F.; Radashevsky, V.I.; Sewell, A.T.; Welch, K. (2001). Washington State Exotics Expedition 2000: A rapid assessment survey of exotic species in the shallow waters of Elliot Bay, Totten and Eld Inlets, and Willapa Bay. The Nearshore Habitat Program, Washington State Department of Natural Resources: Olympia, WA. 46 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393812]

[13] Redmond, M.S.; Jones, J.K.P.; Scott, K.J.; Swartz, R.C. (1994). Preliminary culture and life-cycle experiments with the benthic amphipod *Ampelisca abdita*. Environ. Toxicol. Chem. 13(8): 1355-1365. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393810]

[14] Best, R.J.; Caulk, N.C.; Stachowicz, J.J. (2013). Trait vs. phylogenetic diversity as predictors of competition and community composition in herbivorous marine amphipods. Ecol. Lett. 16(1): 72-80. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393809]

[15] Nicotri, M.E. (1980). Factors involved in herbivore food preference. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 42(1): 13-26. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393808]

[16] Zheng, X.; Huang, L.; Huang, B.; Lin, Y. (2013). Factors regulating population dynamics of the amphipod *Ampithoe valida* in a eutrophic subtropical coastal lagoon. Acta Oceanol. Sin. 32(6): 56-65. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393807]

[17] Reynolds, L.K.; Carr, L.A.; Boyer, K.E. (2012). A non-native amphipod consumes eelgrass inflorescences in San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 451: 107-118. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393799]

[18] Bousfield, E.L. (1973). Shallow-water gammaridean Amphipoda of New England. Handbooks of American natural history. Comstock Publishing Associates: Ithaca. ISBN 0801407265. xii, 312 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393798]

[19] Carr, L.A.; Boyer, K.E.; Brooks, A.J. (2011). Spatial patterns of epifaunal communities in San Francisco Bay eelgrass (*Zostera marina*) beds. Mar. Ecol. (Berl.) 32(1): 88-103. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393793]

[20] Lewis, J.; Boyer, K. (2014). Grazer functional roles, induced defenses, and indirect interactions: Implications for eelgrass restoration in San Francisco Bay. Diversity 6(4): 751-770. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393787]

[21] Borowsky, B. (1983). Reproductive behavior of three tube-building peracarid crustaceans: the amphipods *Jassa falcata* and *Ampithoe valida* and the tanaid *Tanais cavolinii*. Mar. Biol. (Berl.) 77(3): 257-263. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393785]

[22] Conlan, K.E.; Bousfield, E.L. (1982). The amphipod superfamily Corophioidea in the northeastern Pacific region. Family Ampithoidae: systematics and distributional ecology. Publications in Biological Oceanography 10: 41-75. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393784]

Austrominius modestus

Nieuw-Zeelandse zeepok

© Colin Meurk

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Austrominius modestus (Darwin, 1854) [1]
Vroeger bekend als *Elminius modestus*

Oorspronkelijk kwam de Nieuw-Zeelandse zeepok *Austrominius modestus* enkel voor in **Australië en Azië**. De soort werd tijdens de Tweede Wereldoorlog echter geïntroduceerd in Europa, **vastgehecht op handels- en oorlogsschepen**. In België werd deze zeepok voor het eerst waargenomen in **1950**, vastgehecht aan de romp van een schip. De Nieuw-Zeelandse zeepok groeit snel en is bestand tegen wisselende zoutgehaltes en temperaturen en troebel water. Dit leidde ertoe dat *Austrominius modestus* nu de meest algemene zeepok langs onze kust is.

Oorspronkelijke verspreiding

Oorspronkelijk kwam de Nieuw-Zeelandse zeepok *Austrominius modestus* enkel voor in Australië en Azië. De soort werd in Europa geïntroduceerd vanuit Australië of Nieuw-Zeeland. Momenteel kent de Nieuw-Zeelandse zeepok een wereldwijde verspreiding in tropische en gematigde zeeën [2,3].

Eerste waarneming in België

In België werd de Nieuw-Zeelandse zeepok voor de eerste keer waargenomen in 1950, vastgehecht aan de romp van een schip [4]. De kans is echter heel reëel dat de Nieuw-Zeelandse zeepok al eerder in onze contreien vertoefde, maar pas later werd opgemerkt [5].

Verspreiding in België

Momenteel is de Nieuw-Zeelandse zeepok de algemeenste zeepok langsheen de Belgische kust. De soort kan aangetroffen worden op allerlei harde ondergronden, waar ze in competitie treedt met andere soorten voor ruimte. Ook op de boeien voor de kust is deze zeepok goed vertegenwoordigd [5,6]. De Nieuw-Zeelandse zeepok komt voor van het hoog intertidaal (hoog op het strand) tot ver in zee. De dieptegrens werd op ongeveer vijf meter onder het gemiddelde waterniveau bij laagtij vastgesteld [2], al worden nu en dan exemplaren waargenomen op grotere diepten.

Verspreiding in onze buurlanden

De Nieuw-Zeelandse zeepok werd in Europa voor het eerst aangetroffen in 1945, in de haven van Chichester (Hampshire, Engeland), maar zou waarschijnlijk al geïntroduceerd zijn tussen 1940 en 1943 [7]. Tijdens de Tweede Wereldoorlog vormde deze soort een ware aangroeipest op handels- en oorlogsschepen [2]. Uit rapporten over de verspreidingspatronen van de Nieuw-Zeelandse zeepok rond de kusten van Groot-Brittannië [2] blijkt dat deze zeepok zich tussen 1940 en 1960 verspreidde van Southampton tot aan de grens van Schotland en van de haven van Chichester tot aan de Shetlandeilanden. Deze verspreiding kwam tot stand in slechts 38 jaar. Dergelijke verspreidingssnelheden zijn voor inheemse soorten zelden of nooit gezien. Nu is de Nieuw-Zeelandse zeepok een algemene soort langs de volledige kustlijn van de Britse eilanden [8].

Behalve in Groot-Brittannië komt de soort ook voor langs de Atlantische kusten van Europa: van Duitsland over Nederland, België, Frankrijk tot in Spanje (tot Gibraltar) en Portugal [2,9]. In de Middellandse Zee werden nog geen permanente populaties aangetroffen.

In Nederland werd deze zeepok voor het eerst waargenomen in 1946, te Wassenaar (provincie Zuid-Holland) [10,11]. Waarschijnlijk had de soort zich omstreeks 1945 al gevestigd ter hoogte van Hoek van Holland. Reeds in 1951 had deze exoot nagenoeg de volledige Nederlandse kustlijn gekoloniseerd en daar is sindsdien geen verandering in gekomen [12-14]. Zowel in Duitsland, Denemarken als in Nederland wordt de soort als invasief getypeerd [15].

Wijze van introductie

Omdat de Nieuw-Zeelandse zeepok zich vasthecht op een harde ondergrond, behoort deze soort tot de aangroeigemeenschap. Meer dan waarschijnlijk heeft deze soort onze contreien bereikt door vasthechting op scheepsrompen. Een andere mogelijkheid is dat deze zeepok als larve werd vervoerd via het ballastwater van schepen [2,3,7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Nieuw-Zeelandse zeepok groeit snel en is bestand tegen een laag zoutgehalte en tegen troebel water. De soort kan als volwassen exemplaar zowel overleven in volle zee als in bijna-zoet water [5]. Verder kent deze zeepok een brede temperatuursgradiënt: ze is beter bestand tegen koudere watertemperaturen dan de Europese zeepoksoort *Chthamalus* spp. en kan beter gedijen in warmere watertemperaturen – tot meer dan 20 °C – dan de zeepokken die tot de groep *Balanus* behoren.

De initiële groeisnelheid is snel. Zo kan de Nieuw-Zeelandse zeepok al na acht weken volwassen afmetingen (6-7 mm) halen en bereikt deze soort reeds geslachtsrijpheid tijdens zijn eerste levensjaar. Deze zeepokken kunnen – wanneer de temperatuur hoog genoeg is – meerdere broedsels per jaar produceren. De inheemse Gewone zeepok *Semibalanus balanoides* werpt slechts eenmaal per jaar broed af [2]. Door het voortbrengen van meerdere broedsels per jaar, kan de Nieuw-Zeelandse zeepok in het najaar lege plekken – die bv. ontstaan na het schuren van een boot tegen de kade – succesvol koloniseren [6]. De Nieuw-Zeelandse zeepok kan over de gehele breedte van de getijdenzone gevonden worden, gaande van de sublittorale zone – dit is de zone die permanent onder water staat en dus niet droog komt te liggen bij laagtij – tot hoog op het strand. Al deze kenmerken maken van de Nieuw-Zeelandse zeepok een efficiënte ‘indringer’.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Nieuw-Zeelandse zeepok heeft harde substraten nodig om zich te vestigen. Voorbeelden daarvan zijn kustverdedigingswerken, haveninfrastructuur, scheepsrompen, mossel- en oesterbedden, etc.

De laatste decennia nam het transoceanische scheepvaartverkeer sterk toe en dit, in combinatie met een verkorte vaartijd door het sneller worden van de schepen, leidt ertoe dat de aangroeiorganismen en de organismen in het ballastwater een veel hogere overlevingskans hebben [2,3].

Lokaal kan de soort op zelfstandige wijze zijn leefgebied uitbreiden via het vrijkomen van larven, die door de zeestromingen tot soms wel tot 70 km per jaar kunnen overbruggen [2].

Koudere watertemperaturen beletten een verdere uitbreiding naar nog meer noordelijk gelegen kusten, zoals deze van Scandinavië. Anderzijds beschreven wetenschappers dan weer hoe de Nieuw-Zeelandse zeepok tijdens de warme zomer van 1959 zijn areaal noordwaarts kon uitbreiden [9]. Tijdens warme zomers is er vaak meer fytoplanktonbloei, waardoor de zeepokken meer voedsel opnemen en daardoor sneller groeien en voortplanten [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Nieuw-Zeelandse zeepok concurreert met inheemse zeepoksoorten, oesters en mosselen voor voedsel en beschikbare ruimte, waardoor hij een bedreiging kan vormen voor de lokale, inheemse fauna. In noordelijke streken treedt concurrentie op met de Gewone zeepok *Semibalanus balanoides*, terwijl zich in Zuid-Europa hetzelfde voordoet met de zeepoksoort *Chthamalus* spp. De inheemse Gewone zeepok is op sommige plaatsen na het verschijnen van zijn Nieuw-Zeelandse 'neef' nagenoeg volledig verdwenen. Dit is een duidelijk voorbeeld van een verandering in de aanwezige faunagemeenschap, na de introductie van een exoot [3,4,14]. Wat meer noordelijker, op het eiland Cumbrae in Schotland, heeft de Nieuw-Zeelandse zeepok meer last van de koudere temperaturen. Hier is hij wel gevestigd, maar kan hij de inheemse *Semibalanus balanoides* niet wegconcurreren waardoor ze beiden blijven voorkomen [8].

In de scheepvaartwereld is de Nieuw-Zeelandse zeepok ook bekend. De soort is namelijk een vast lid van de aangroeigemeenschap en kan hierdoor voor economische problemen zorgen. Zo ondervinden schepen een minder efficiënt gebruik van brandstof en brengt de aangroei ook verhoogde onderhoudskosten met zich mee. Vasthechting van zeepokken kan worden vermeden door behandeling met een aangroeiwerende verf, wat echter een dure onderneming is [16]. Bovendien brengen vele van deze verven schade toe aan het ecosysteem. Sommige giftige stoffen uit aangroeiwerende verven veroorzaken langdurige milieuschade, tot lang nadat ze uit circulatie genomen werden, zoals tributyltin (TBT), waarvan het gebruik reeds sinds 2003 verboden is [17].

Specifieke kenmerken

Bijzonder aan deze soort is dat het huisje maar uit vier kalkplaten (in plaats van zes bij onze andere zeepokken) plus de vier sluitplaatjes bestaat. Verder kan de Nieuw-Zeelandse zeepok best beschreven worden als een kleine, laag kegelvormige zeepok van 0,5 tot 1 cm in doorsnede. Solitaire exemplaren hebben een stervorm. De jonge exemplaren zijn bijna doorschijnend grijswit en hebben gladde zijkanten met plooien, terwijl oudere dieren bruingrijs zijn en opvallend grove en verticaal geribbelde zijkanten hebben. De opening in het midden is relatief groot en ruitvormig. De sluitplaatjes hebben een grijsachtige tint [18,19].

Deze zeepoksoort kan een echte plaag voor mossel- en oesterkwekers vormen: ze bedekken de oester- en mosselschelpen, waardoor hun groei vertraagt. Bovendien concurreren ze voor ruimte [4,20]. Deze competitie verdwijnt dichter tegen de noordelijke verspreidingsgrens van de Nieuw-Zeelandse zeepok, waar de inheemse bivalven even abundant zijn [8].

De Nieuw-Zeelandse zeepok doet aan suspensievoeding door middel van een uitstulpbaar cirrusapparaat [21], wat min of meer doet denken aan een zeefje waarmee ze door het water slaan. Voedseldeeltjes die in de waterkolom aanwezig zijn blijven hierin kleven en worden zo opgenomen. De slagfrequentie waarmee de Nieuw-Zeelandse zeepok met dit cirrusapparaat door het water slaat, ligt veel hoger (tot 18 keer per 10 seconden) dan bij inheemse soorten (5-10 keer per 10 seconden) [2], wat deze zeepok opnieuw een voordeel oplevert.

De Nieuw-Zeelandse zeepok kan metalen zoals koper (Cu), lood (Pb) of zink (Zn), die normaal gezien giftig kunnen zijn, opslaan in zijn lichaam. Door de concentratie aan deze stoffen in bepaalde weefsels van het lichaam te meten kunnen wetenschappers een beeld krijgen van de toestand en het verloop van de waterkwaliteit doorheen de tijd, en wat dit voor gevolgen heeft gehad voor de aanwezige fauna [22].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Austrominius modestus* (Darwin, 1854). http://www.marinespecies.org/Berms/aphia.php?p=taxdetails&id=712167 (2024-10-18).

[2] Crisp, D.J. (1958). The spread of *Elminius modestus* Dawin in north-east Europe. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 37: 483-520. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=27239]

[3] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[4] Leloup, E.; Lefevere, S. (1952). Sur la présence dans les eaux de la côte belge du cirripède, Elminius modestus Darwin, 1854, du copépode parasite, *Mytilicola intestinalis* Steuer, 1902, et du polychète, *Mercierella enigmatica* Fauvel, 1922. Med. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 28(48): 1-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=20621]

[5] Kerckhof, F. (2002). Barnacles (Cirripedia, Balanomorpha) in Belgian waters, an overview of the species and recent evolutions, with emphasis on exotic species. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72(Suppl.): 93-104. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66768]

[6] Kerckhof, F.; Cattrijsse, A. (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. Senckenb. Marit. 31(2): 245-254. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25318]

[7] Bishop, M.W.H. (1947). Establishment of an immigrant barnacle in British coastal waters. Nature (Lond.) 159(4041): 501-502. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120621]

[8] Gallagher, M.C.; Davenport, J.; Gregory, S.; McAllen, R.; O'Riordan, R. (2015). The invasive barnacle species, *Austrominius modestus*: Its status and competition with indigenous barnacles on the Isle of Cumbrae, Scotland. Est., Coast. and Shelf Sci. 152: 134-141. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296693]

[9] Barnes, H.B.; Barnes, M. (1968). *Elminius modestus* Darwin, a recent extension of the distribution and its present status on the southern part of the French Atlantic coast. Cah. Biol. Mar. 9(3): 261-268. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=58478]

[10] Boschma, H. (1948). *Elminius modestus* in The Netherlands. Nature (Lond.) 161(4089): 403-404. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119232]

[11] Leenhouts, P. (1948). De vondsten van *Elminius modestus*. Het Zeepaard 8(3-4): 26-27. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113835]

[12] Den Hartog, K. (1953). *Elminius modestus* in 1952. Het Zeepaard 13(1): 12-13. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114313]

[13] Den Hartog, C. (1955). Sublitorale vondsten van *Elminius modestus*. Het Zeepaard 15(6): 83-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114441]

[14] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[15] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[16] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[17] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

[18] Southward, A.J. (2008). Barnacles: keys and notes for the identification of British species. Synopses of the British Fauna, N.S. 57. Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 978-1-85153-270-4. viii, 140 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119980]

[19] Huwae, P.H.M. (1985). De Rankpotigen (Crustacea - Cirripedia) van de Nederlandse kust. Tabellenserie van de Strandwerkgemeenschap (SWG), 28. Strandwerkgemeenschap: Leiden. 44 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197223]

[20] Polk, P. (1976). Nog iets over Zeepokken. De tuimelaar 3(1): 6-7. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70536]

[21] Labarbera, M. (1984). Feeding currents and particle capture mechanisms in suspension feeding animals. Am. Zool. 24: 71-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120624]

[22] Reis, P.A.; Salgado, M.A.; Vasconcelos, V. (2011). Barnacles as biomonitors of metal contamination in coastal waters. Est., Coast. and Shelf Sci. 93(4): 269-278. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296694]

Balanus glandula

© Brewbooks

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Balanus glandula Darwin, 1854 [1]

Balanus glandula is een zeepokkensoort die oorspronkelijk alleen voorkwam langs de kust van de **noordoostelijke Stille Oceaan**, tot Alaska. De soort heeft de kusten van Argentinië, Japan en Zuid-Afrika reeds succesvol gekoloniseerd en naar alle verwachtingen zal de soort ook algemeen worden aan de Europese kusten. De soort is wellicht in Europa geïntroduceerd via **ballastwater of** door **biofouling** en werd voor het eerst in België waargenomen in **2015**.

Oorspronkelijke verspreiding

Balanus glandula werd oorspronkelijk beschreven door Darwin, ter hoogte van de kust van Baja California (Mexico), waar de soort één van de meest voorkomende zeepokkensoorten uit de Balanidae-familie is (Crustacea, Cirripedia). De soort kent een natuurlijke verspreiding langs de kusten van de noordoostelijke Stille Oceaan, tot Alaska [2-4]. In de afgelopen halve eeuw heeft *Balanus glandula* met succes de kusten van Argentinië [5,6], Japan [7] en Zuid-Afrika [8,9] gekoloniseerd. De verwachting is dat *Balanus glandula* zich nu langs Europese kusten verder zal uitbreiden [10].

Eerste waarneming in België

De eerste Europese waarneming van deze invasieve zeepokkensoort gebeurde in juli 2015 in een biofoulinggemeenschap op het onderzoeksschip RV Belgica, wanneer deze in het droogdok lag [10].

De RV Belgica, met als thuishaven Zeebrugge (België), is vooral actief in de zuidelijke Noordzee, maar maakt elk jaar in de zomer een langere campagne naar de Zuid-Europese wateren. Op het moment van de ontdekking kon de status van de *Balanus glandula* in de Belgische wateren dus nog niet worden vastgesteld [10].

Verspreiding in België

In oktober 2016 werd de soort vaak aangetroffen op boeien langs de Belgische kustlijn. Tijdens een gerichte zoektocht, van december 2016 tot maart 2017, werd de soort aangetroffen op de buitenste havenmuren van zowel Oostende als Zeebrugge, en op tal van strandhoofden, verspreid tussen Oostduinkerke en Zeebrugge [10].

In oktober en november 2017 werd *Balanus glandula* aangetroffen op alle strandhoofden langs de hele Belgische kustlijn en een deel van de kustlijn van Nederland (o.a. in Cadzand) [11].

Verspreiding in onze buurlanden

Tot op heden is *Balanus glandula* enkel in Nederland (Cadzand) gedocumenteerd [11].

Wijze van introductie

Balanus glandula werd waarschijnlijk geïntroduceerd via ballastwater of via biofouling in de haven(s) van Zeebrugge en/of Oostende.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Balanus glandula leeft in de midden tot hoge intergetijdenzone van rotsachtige kusten en is ook te vinden op verschillende soorten kunstmatige harde substraten of drijvende objecten zoals boeien [10] en plastic afval [12]. Deze exoot kan onder zeer uiteenlopende milieuomstandigheden overleven en zowel op blootgestelde kliffen als in beschutte baaien worden aangetroffen [3]. De soort kan gedijen in wateren met een slechte circulatie, een laag zoutgehalte en een lichte golfslag [3]. *Balanus glandula* is bestand tegen langere perioden van uitdroging (tot 13 dagen) [13]. Bovendien is het klimaat van Noordwest-Europa geschikt voor deze invasieve zeepok. Daarnaast kan hij groter worden en is hij fysiek robuuster dan andere inheemse zeepokkensoorten [10]. Zijn voortplantingsvermogen en fysieke robuustheid kunnen de verspreiding en succes in Europa bevorderen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De dichtheden van *Balanus glandula* in het intergetijdengebied kunnen worden beïnvloed door verschillen in de mate van blootstelling en het percentage van de tijd dat de zeepokken onder water staan (submersieduur) [11]. Via experimentele studies in een intergetijdengebied in Argentinië bleken de hoogste dichtheden van zowel jonge als volwassen individuen voor te komen in het hoge intergetijdengebied [14]. Ook het substraattype blijkt in belangrijke mate de populatiedensiteit te beïnvloeden, waarbij individuen een voorkeur voor zacht-ruw substraat tonen in vergelijking met zacht-glad substraat [11,14]. Daarnaast kunnen de concurrentie (om ruimte) met andere zeepokkensoorten en de mate van blootstelling aan golfslag een rol spelen bij het voorkomen van deze zeepokkensoort.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er wordt verwacht dat deze recent geïntroduceerde zeepok in de Noordzee zal concurreren met andere zeepokken uit het intergetijdengebied die op kunstmatige harde substraten langs de Belgische en andere Europese kusten leven. Dit kan leiden tot een verandering in de lokale zeepokkenbiodiversiteit en kan mogelijk gevolgen met zich meebrengen voor de biodiversiteit in de zuidelijke Noordzee.

Specifieke kenmerken

De kalkschaal van *Balanus glandula* bestaat uit zes muurplaten en een verkalkte basisplaat. Vier kalkplaatjes, twee terga en twee scuta, sluiten bovenaan de schaal af. Kenmerkend voor *Balanus glandula* is de aanwezigheid, in het midden van de scuta, van een donkere vlek, waar het zwarte binnenoppervlak van het weefsel dat de terga en scuta bedekt, naar buiten toe zichtbaar is. Dat komt omdat het binnenoppervlak van de scuta plaatselijk dunner is en een relatief diepe uitholling vormt [2,10].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Balanus glandula* Darwin, 1854. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=394848 (2024-10-18).

[2] Pilsbry, H.A. (1916). The sessile barnacles (Cirripedia) contained in the collections of the U.S. National Museum; including a monograph of the American species. Bulletin. United States National Museum, 93. Government Printing Office: Washington. 366 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314286]

[3] Barnes, H.; Barnes, M. (1956). The general biology of *Balanus glandula* Darwin. Pac. Sci. 10(4): 415-422. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314279]

[4] Newman, W.A. (2007). Cirripedia, in: Carlton, J.T. The Light and Smith manual: Intertidal invertebrates from Central California to Oregon. Fourth edition, completely revised and expanded. University of California Press: Berkeley, Los Angeles, London: pp. 457-484. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314283]

[5] Spivak, E.D.; L'Hoste, S.G. (1976). Presencia de cuatro especies de *Balanus* en la costa de la Provincia de Buenos Aires. Distribución y aspectos ecológicos. Edición impresa a cargo de los autores: Mar del Plata. 17 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314287]

[6] Spivak, E.; Schwindt, E. (2014). Balanomorfos (Cirripedia: Thoracica), in: Roig-Juñent, S. et al. Biodiversidad de artrópodos argentinos, Volume 3. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales: San Miguel de Tucumán: pp. 167-184. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314289]

[7] Kado, R. (2003). Invasion of Japanese shores by the NE Pacific barnacle *Balanus glandula* and its ecological and biogeographical impact. Mar. Ecol. Prog. Ser. 249: 199-206. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299355]

[8] Simon-Blecher, N.; Granevitze, Z.; Achituv, Y. (2008). *Balanus glandula*: From North-West America to the west coast of South Africa. Afr. J. Mar. Sci. 30(1): 85-92. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=127526]

[9] Laird, M.C.; Griffiths, C.L. (2008). Present distribution and abundance of the introduced barnacle *Balanus glandula* Darwin in South Africa. Afr. J. Mar. Sci. 30(1): 93-100. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=127527]

[10] Kerckhof, F.; De Mesel, I.; Degraer, S. (2018). First European record of the invasive barnacle *Balanus glandula* Darwin, 1854 BioInvasions Records 7: 21-31. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=292671]

[11] Bouwens, J. (2019). In search of non-indigenous barnacles species on man-made hard substrates in the marine environment (southern bight of the North Sea). MA Thesis. VUB, UGent, UAntwerpen: Ghent. 39 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316806]

[12] Rees, E.I.S.; Southward, A.J. (2009). Plastic flotsam as an agent for dispersal of Perforatus perforatus (Cirripedia: Balanidae). Marine Biodiversity Records 2: e25. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314376]

[13] Carlton, J.T.; Newman, W.A.; Pitombo, F.B. (2011). Barnacle invasions: Introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America, in: Galil, B.S. et al. In the wrong place - alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 6: Dordrecht: pp. 159-213. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=205520]

[14] Savoya, V.; Schwindt, E. (2010). Effect of the substratum in the recruitment and survival of the introduced barnacle *Balanus glandula* (Darwin 1854) in Patagonia, Argentina. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 382(2): 125-130. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=314377]

Callinectes sapidus

Blauwe zwemkrab

© Jarek Tuszyński

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam

Callinectes sapidus Rathbun, 1896 [1]

De wetenschappelijke naam van de Blauwe zwemkrab *Callinectes sapidus* is eigenlijk een samenvoeging van een Grieks en een Latijns woord: '*Callinectes*' komt uit het Grieks en betekent 'mooie zwemmer' en '*sapidus*' is afkomstig uit het Latijn en betekent 'smakelijk'.

De Blauwe zwemkrab *Callinectes sapidus* is een krabbensoort die van nature voorkomt langs de **Atlantische kust van Amerika**. De soort komt voor in ondiepe riviermondingen, waarbij enkel de vrouwelijke individuen naar zee trekken om hun eieren te leggen. Na het uitkomen van de eieren migreren de jonge krabben vervolgens naar de estuaria. In **1973** werd in de Westerschelde, ter hoogte van Terneuzen, het eerste levende examplaar waargenomen. De eerste waarnemingen in België (1981 te Antwerpen (dood exemplaar) en 1993 te Doel) vonden plaats in koelwatersystemen. De soort werd vermoedelijk geïntroduceerd via het **ballastwater** van schepen. Meer dan waarschijnlijk verhinderen de lage wintertemperaturen een explosieve toename van deze soort in onze contreien.

Oorspronkelijke verspreiding

De Blauwe zwemkrab is een krabbensoort die van nature voorkomt langs de Atlantische kusten van Amerika, van Nova Scotia in het noorden tot Uruguay in het zuiden [2,3]. De volwassen Blauwe zwemkrab leeft in ondiepe wateren in riviermondingen en estuaria, en komt voor tot op een diepte van 35 meter. Na paring trekken de vrouwelijke krabben naar zee om eieren te leggen waarna de jonge krabben vanuit zee terug naar de estuaria migreren [3].

Eerste waarneming in België

De eerste melding van de Blauwe zwemkrab in het studiegebied dateert van 1950, toen er twee gekookte exemplaren in de Nederlandse Westerschelde nabij Vlissingen werden aangetroffen. Daar het waarschijnlijk exemplaren betroffen die vanaf een schip overboord gegooid werden, gaat het hier nog niet om een waarneming [4]. Deze kwam er op 4 september 1973, toen er nabij Terneuzen (eveneens in de Westerschelde) een levend mannelijk exemplaar werd waargenomen [5].

In België werd in 1981 één dood exemplaar aangetroffen in het koelwatersysteem van de Bayerfabriek te Antwerpen [5]. In oktober 1993 werd in de Schelde een eerste levend (mannelijk) exemplaar aangetroffen in het koelwatersysteem van de kerncentrale van Doel [6], wat als eerste officiële waarneming geldt in België.

Verspreiding in België

Ter hoogte van de Belgische kust werd de soort aan zowel de West- (Oostduinkerke) als de Oostkust (Knokke-Heist) gerapporteerd. Kustvissers nemen deze krabbensoort regelmatig waar. In 2004 brachten ze verscheidene exemplaren naar het Oostendse aquarium, alsook een levend vrouwelijk exemplaar met eitjes naar het Sea Life Center in Blankenberge [7]. In 2006 werden door garnalenvissers eveneens enkele vrouwelijke krabben met eitjes gevangen [8]. De vele meldingen van deze soort voor onze kust doet sommige wetenschappers vermoeden dat de Blauwe zwemkrab permanent voorkomt in sommige havens en/of riviermondingen [9,10].

Na 1993 werd de soort verscheidene malen gemeld in de Zeeschelde, zo ook nog in 2011 [11]. Men vermoedt dan ook dat er zich in de Zeeschelde (nabij Antwerpen) een populatie gevestigd heeft [12]. Deze populatie is mogelijk verbonden met de gevestigde populatie in de Nederlandse Westerschelde [13].

Verspreiding in onze buurlanden

De laatste decennia is de Blauwe zwemkrab succesvol geïntroduceerd op verschillende plaatsen in Europa en Azië, soms accidenteel en soms opzettelijk.

De eerste Europese melding dateert van 1900 [14], toen een mannelijk exemplaar werd gevonden in de haven van Rochefort (Zuidwest-Frankrijk). De volgende waarneming in Frankrijk liet echter 60 jaar op zich wachten, tot een pladijsvisser op 16 september 1960 de soort bovenhaalde uit het Gironde-estuarium nabij Bordeaux [15]. Meer recent wordt de Blauwe zwemkrab vooral in en rond de Seine (Noord-Frankrijk) waargenomen. De lage aantallen langs de Franse kusten doen vermoeden dat hier geen gevestigde populatie voorkomt [13].

In Nederland werd de soort voor het eerst waargenomen in 1932. In de periode 1932-1989 vonden 22 meldingen plaats van deze krab, vooral in de Westerschelde en de Waddenzee [5]. In de Amsterdamse en Rotterdamse havens worden er sinds 1995 elk jaar exemplaren aangetroffen. De eerste waarneming uit de Oosterschelde dateert van 2002 [13].

De Blauwe zwemkrab werd eveneens aangetroffen in Denemarken (Sont bij Kopenhagen), Duitsland (Elbe-estuarium), Spanje (Guadalquivir-estuarium) en Engeland (Theems) [5,13].

Deze krabbensoort heeft zich ook permanent gevestigd in de Middellandse Zee, in het bijzonder in het oostelijk deel. In Griekenland kon de Blauwe zwemkrab zich tijdens de jaren ‘30 vestigen, waarna hij snel uitgroeide tot een populaire soort op de plaatselijke markt. Tijdens de jaren ‘60 leidden overbevissing en vervuiling tot het instorten van de populatie. Anno 2011 bestaat er nog steeds een gedecimeerde populatie langs de oostelijke kusten van Griekenland [13] en in de Adriatische Zee [16].

Het jaarlijks migratiepatroon in West-Europese wateren stemt overeen met dat in Amerikaanse wateren: tijdens de zomer verblijft de soort in brak water, terwijl ze zich in de wintermaanden richting zee verplaatsen om zich voort te planten in het dieper en zouter water.

Wijze van introductie

Het is niet gekend op welke wijze de Blauwe zwemkrab in Europa geïntroduceerd werd. Men veronderstelt dat verscheidene onafhankelijke introducties – al dan niet op dezelfde wijze – hebben plaatsgevonden. De meest waarschijnlijke transportvector betreft het transport van larven in de ballasttanks van schepen [13].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Blauwe zwemkrab is goed bestand tegen schommelende temperaturen en kan overleven in een brede waaier aan zoutgehaltes. De soort werd reeds waargenomen bij temperaturen van 3 tot 35 °C en in vrijwel zoet tot extreem zout water (tot 48 psu) [3]. De Blauwe zwemkrab kan vervellen en zich voortplanten in water met een temperatuur tussen 15 en 30 °C. Een vrouwelijke exemplaar kan – onder gunstige omstandigheden – tot 2 miljoen eieren per broedsel produceren.

Daarenboven zijn het opportunistische alleseters, zodat ze in verschillende habitattypes kunnen overleven. Ze eten vooral schelpdieren, vis, vlokreeften, andere krabben, wormen, stekelhuidigen, organisch afval, algen, vaatplanten en zelfs insecten. De soort kent in zijn prille ontwikkeling vele planktonische larvale stadia. Deze larven kunnen zich makkelijk over grote afstanden verspreiden door mee te liften op de zeestromingen of als verstekeling in ballastwater van schepen. Meer dan waarschijnlijk beletten de lage wintertemperaturen bij ons een explosieve toename van deze soort [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De veronderstelling dat de Blauwe zwemkrab zich in ons studiegebied blijvend heeft gevestigd staat ter discussie. Enerzijds wordt gesuggereerd dat alleen in industrieel koelwater met voldoende hoge temperatuur een stabiele populatie kan worden in stand gehouden, zoals in Doel. Of het zeewater van de Noordzee echter voldoende warm is voor de ontwikkeling van jonge larven is een open vraag [3].

Het is opmerkelijk dat er voorlopig nog geen melding gemaakt werd van waarnemingen van jonge exemplaren [3]. Dit heeft mogelijk te maken met het verlaagde zoutgehalte in de Zeeschelde. Larven van deze soort zouden immers enkel kunnen overleven bij zoutgehaltes boven 22 psu [16]. Ter vergelijking, het zoutgehalte van het zeewater in de Noordzee bedraagt ongeveer 35 psu. De wijfjes zouden zich dan net voordat de eieren uitkomen naar zouter water begeven [16].

De groei van krabben is doorgaans sterk afhankelijk van de watertemperatuur en de voedselkwaliteit en -beschikbaarheid. De Blauwe zwemkrab ondervindt in onze streken wellicht het meeste hinder van de lage watertemperatuur tijdens de wintermaanden, waardoor de permanente vestiging in de zuidelijke Noordzee bemoeilijkt wordt. Temperaturen lager dan 10 °C belemmeren immers de ontwikkeling van de geslachtsorganen (gonaden) en verlagen bovendien drastisch de groeisnelheid van de Blauwe zwemkrab. Fysiologisch gezien kan de Blauwe zwemkrab dan ook enkel groeien bij temperaturen hoger dan 15 °C [3]. Binnen deze context zou de soort in onze streken voordeel kunnen halen uit het opwarmend klimaat, waardoor men zich zorgen maakt over de ecologische en economische impact die deze soort kan teweeg brengen [13]. Naast

te lage watertemperaturen wordt het permanent vestigen van de Blauwe zwemkrab in Noord-Europa belemmerd door milieuvervuiling en een ongeschikte habitat.

De Blauwe zwemkrab is een heel mobiel organisme. De omvorming van het achterste paar poten tot 'peddelachtige' structuren, zorgen ervoor dat het een goede, actieve zwemmer is. Zo is deze krabbensoort in staat om een afstand van 140 meter te overbruggen in één uur tijd, wat betekent dat exemplaren van deze soort zich razendsnel in een nieuw gebied kunnen verspreiden. Daarnaast kunnen de planktonische larven over grote afstand getransporteerd worden door passief mee te drijven op de zeestromingen of door opname in ballastwatertanks van schepen [3,17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Krabben hebben de eigenschap de aantallen van andere soorten binnenin hun leefgebied te controleren. Dit is vooral het geval voor jonge schelp-, mossel- en oesterpopulaties. Wanneer het krabbenbestand explosief toeneemt, kan dit leiden tot sterke verschuivingen in het ecosysteem, wat vervolgens een negatieve impact heeft op belangrijke visserijsoorten. Voorlopig is dergelijk ecosysteemeffect als gevolg van de Blauwe zwemkrab in onze wateren nog niet waargenomen, waarschijnlijk door hun relatief beperkte aantallen in onze streek.

Ook in andere streken waar de Blauwe zwemkrab als exoot voorkomt (bv. Middellandse Zeegebied) werden nog geen negatieve effecten van deze krab op het ecosysteem vastgesteld. Dit is mogelijk gerelateerd met een gebrek aan onderzoek op dit thema [13].

Door het feit dat de Blauwe zwemkrab geconsumeerd kan worden, kan deze in het geval van omvangrijke populaties commercieel geëxploiteerd worden. Deze maatregel bleek succesvol in Griekenland, waar de visserij de populatie decimeerde [13]. De krab brengt echter wel economische schade toe aan de visserij. De Blauwe zwemkrab beschadigt immers de visnetten en de hierin verstrikte vissen [16]. Bijkomend is de krab een potentiële drager van de *Vibrio cholerae* bacterie dat verantwoordelijk is voor cholera-epidemieën, waardoor er een risico bestaat voor de volksgezondheid [13].

Specifieke kenmerken

De krab is gemakkelijk herkenbaar aan de typische blauwe kleur van de looppoten, de oranje-blauwe kleur van de scharen en de grote, laterale stekels. Het rugschild of carapax kan bij mannelijke exemplaren in doorsnede maximaal 22,3 cm meten, bij vrouwelijke individuen beperkt zich dit tot 17,5 cm [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=107379 (2024-10-18).

[2] Christiansen, M.E. (1969). Crustacea Decapoda Brachyura. Marine invertebrates of Scandinavia, 2. Universitetsforlaget: Oslo. 143 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121060]

[3] Adema, J.P.H.M. (1984). De Blauwe zwemkrab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, (1965-1990). Vita Marina Zeebiol. Doc. Geleedpotigen. Vita Marina Zeebiologische Dokumentatie: zeebiologie, zeeaquariologie, malacologie. Stichting Biologia Maritima: Den Haag: pp. 67-70. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75675]

[4] Den Hartog, C.; Holthuis, L.B. (1951). De Noord-Amerikaanse “Blue Crab” in Nederland. Levende Nat. 54: 121-125. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207307]

[5] Adema, J.P.H.M. (1991). De krabben van Nederland en Belgie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum: Leiden. ISBN 90-73239-02-8. 244 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5876]

[6] Van Damme, P.; Maes, J. (1993). De Blauwe zwemkrab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in de Westerschelde (België). De Strandvlo 13(4): 120-121. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18820]

[7] Kerckhof, F.; Haelters, J. (2005). Enkele opmerkelijke waarnemingen en strandingen in 2004 en 2005. De Strandvlo 15(3-4): 101-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=78684]

[8] Kerckhof, F. (2007). National report Belgium, 2006, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 21-23 March 2007 Dubrovnik, Croatia. CM Documents - ICES. CM 2007(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 44-48. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208968]

[9] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[10] Rappé, G. (1985). Vestigt de Blauwe zwemkrab, *Callinectes sapidus* zich blijvend in de Zuidelijke Noordzee? De Strandvlo 5(1): 8-11. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18185]

[11] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Blauwe zwemkrab - *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 https://waarnemingen.be/soort/view/26995?from=1900-11-10&to=2011-11-10&prov=0&maand=0&os=0 (2018-08-30).

[12] Kerckhof, F. (2001). National report for Belgium, 2000, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the working group on introductions and transfers of marine organisms, Barcelona, Spain, 21–23 March 2001. CM Documents - ICES. CM 2001(ACME: 08). ICES: Copenhagen: pp. 24-26. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208978]

[13] Nehring, S. (2011). Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* in European and adjacent waters, in: Galil, B.S. et al. In the wrong place - alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts. , 6. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology: pp. 607-624. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205538]

[14] Bouvier, E.L. (1901). Sur un *Callinectes sapidus* M. Rathbun trouvé à Rochefort. Bulletin du Muséum d’histoire naturelle 7: 16-17. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121061]

[15] Holthuis, L.B. (1969). Enkele interessante Nederlandse Crustacea. Bijdragen tot de faunistiek van Nederland I. Zoologische Bijdragen 11: 34-48, pl. I. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207599]

[16] Dulcic, J.; Tutman, P.; Matic-Skoko, S.; Glamuzina, B. (2011). Six years from first record to population establishment: The case of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura, Portunidae) in the Neretva river delta (South-eastern Adriatic Sea, Croatia). Crustaceana 84(10): 1211-1220. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208815]

[17] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

Caprella mutica

Machospookkreeftje

© NIOZ

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam
Caprella mutica Schurin, 1935 [1]

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van het Machospookkreeftje *Caprella mutica* ligt in **Oost-Azië**, nabij Japan. De **scheepvaart en** de **oesterkweek** zijn verantwoordelijk voor de verspreiding van deze soort naar Europa. Het Machospookkreeftje werd voor het eerst aan onze kust waargenomen in **1998**, op boeien vóór de kust van Zeebrugge. Dit diertje heeft zich ondertussen ook verspreid naar de andere Belgische kusthavens. De soort tolereert grote temperatuur- en zoutgehaltevariaties en kan ecologisch negatieve effecten met zich meebrengen door in competitie te treden met inheemse soorten.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Machospookkreeftje – ook wel 'Harig spookkreeftje' genoemd – komt van nature voor langsheen de kusten van Noordoost-Azië, nabij Japan [2]. Daar leeft het vastgehecht aan drijvende algen of aquacultuurconstructies. Buiten zijn natuurlijke omgeving wordt deze soort vaak aangetroffen in havens: op pontons, boeien en andere harde substraten en op mosselen of wieren [3].

Eerste waarneming in België

In januari 1998 [4] werd het Machospookkreeftje voor het eerst waargenomen op een boei die de toegang tot de haven van Zeebrugge markeerde [5].

Verspreiding in België

Het Machospookkreeftje komt sinds 1999 vrij algemeen voor op pontons in de jachthaven van Zeebrugge, al wordt hier sinds 2007 een serieuze terugval in de aantallen waargenomen [6]. Het gedijt zowel in de buurt van havenconstructies als in meer landinwaartse waterlopen (bv. Boudewijnkanaal) gekenmerkt door een substraat bestaande uit stenen en vegetatie [7]. De soort werd ook gesignaleerd in de haven van Oostende en eveneens op pontons en boeien, zowel in open water als nabij de kust, ter hoogte van de monding van het Schelde-estuarium, Knokke-Heist, Zeebrugge, Blankenberge, Oostende, Nieuwpoort en Koksijde [4].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming in Nederland – tevens de eerste waarneming voor Europa – dateert van de zomer 1993, in de Roompotsluis in de Oosterschelde. Daar bleef de soort ook in 1994 talrijk [8]. Een jaar later werd de soort ook gesignaleerd in de binnenhaven van Neeltje Jans (Oosterschelde) [4]. In 1995, vond men exemplaren in Burghsluis, ook aan de Oosterschelde [9]. Aanvankelijk dacht men dat het om een voor de wetenschap nieuwe soort ging en benoemde men deze *Caprella macho*. Later bleek dat het Machospookkreeftje reeds in 1935 beschreven was onder de naam *Caprella mutica*, die dan ook geldt als zijn correcte wetenschappelijke naam [10]. Sindsdien wordt dit diertje over de ganse Nederlandse kustlijn aangetroffen op scheepswanden, visnetten, havenstructuren, pontons, boeien en vastgehecht aan algen [4,11].

Vanuit Nederland verspreidde de Machospookkreeft zich naar de westkust van Schotland, waar het sinds 2000 gesignaleerd wordt [12]. Hier is het spookkreeftje uitzonderlijk succesvol en vormt het op sommige locaties kolonies van meer dan 300.000 diertjes per m^2 [13].

Hetzelfde jaar werd deze soort waargenomen in de havens van Sylt en Helgoland, twee eilanden ten noorden van Duitsland [4]. Vanaf 2003 kwam de exoot ook voor in Ierland [14] en werd deze tevens geobserveerd in Noorwegen [4] en Zweden [15]. Een recente studie van 2014 maakt melding van het voorlopig meest zuidelijke voorkomen van deze soort in Europese Atlantische wateren, met name in Noordwest-Spanje (Ría de Arousa) [16].

Wijze van introductie

Zowel de scheepvaart als de import van Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas* faciliteerden de introductie van het Machospookkreeftje in Europese wateren [12]. Deze exoot kan zowel in het ballastwater van schepen als op de scheepsrompen meeliften naar andere regio's [17].

Vectoren voor secundaire introducties zijn o.a. de rompen van plezierboten en drijvend afval en zeewier [8,18]. Het diertje beschikt immers op zijn achterlijf over drie paar kleine pootjes waarmee het zich kan vasthaken, alhoewel het ook in staat is om zich vrij voort te bewegen [19].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

In Europa is *Caprella mutica* vooral te vinden in antropogene milieus, in zowel sterk blootgestelde als beschutte gebieden met zowel hoge als lage zoutgehaltes [18]. Deze exoot hecht zich graag vast aan andere soorten bestaande uit zachte structuren (zoals manteldieren, mosdiertjes en poliepen) of fijne draadvormige wieren die geassocieerd zijn met harde artificiële substraten, zoals touwen, boeien en pontons [3,13,17,18,20-24]. In onze contreien wordt de soort vaak in relatie gebracht met een andere exoot, nl. Japans bessenwier (*Sargassum muticum*), dat abundant voorkomt langsheen de kustgebieden van de Noordzee. Deze relatie werd bij ons reeds bevestigd in de haven van Zeebrugge [25].

De reden waarom artificiële substraten zoals touwen en boeien in havengebieden zo in trek zijn bij deze soort is omdat deze vaak boven de bodem zweven en bijgevolg minder bereikbaar zijn voor potentiële benthische vijanden [21]. Het toont ook aan dat deze soort in staat is te overleven in verstoorde (verontreinigde) gebieden welke ongunstig zijn voor inheemse soorten. Daartegenover vertoont het Machospookkreeftje ook vaak agressief gedrag tegenover soortgenoten [21].

Daarnaast kunnen Machospookkreeftjes zich heel snel voortplanten. Zo produceren wijfjes gemiddeld twee broedsels, waarvan hun eerste reeds op hun 53e levensdag en de tweede 20 dagen later [13]. Gemiddeld telt een broedsel 11 tot 25 jongen [13], al kan dit uitzonderlijk oplopen tot 300 [21].

Tot slot zijn Machospookkreeftjes gekend als opportunisten wat hun voeding betreft, zowel op het gebied van hun dieet als op de wijze waarop voedsel verzameld wordt. Zo kunnen ze kiezen tussen verscheidene voedingsstrategieën, afhankelijk van het type voedsel dat aanwezig is. Indien er voornamelijk algen groeien, kan het Machospookkreeftje het oppervlak ervan afschrapen. Kiezelwieren kunnen uit de waterkolom gefilterd worden met de kleine haartjes op hun antennes [26]. Tenslotte werd aangetoond dat de soort zich ook kan voeden met pekelkreeftjes en ook afgezet dood organisch materiaal van de bodem kan oppikken [21].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Machospookkreeftje kan overleven in water met temperaturen tussen -1,8 en 25 °C en met zoutgehaltes variërend tussen 16 en 40 psu (brak- tot zoutwater). Ter vergelijking: het zeewater in onze Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu. Praktisch houdt dit in dat de temperatuur en het zoutgehalte van de Noordzee zeer geschikt zijn voor deze soort. Inlandse wateren, estuaria en enkele andere zeeën, zoals de Baltische en de Middellandse zee, zijn minder geschikt omwille van een te laag zoutgehalte of – in het geval van de Middellandse Zee – een te hoge watertemperatuur [21,22]. Gezien het Machospookkreeftje niet over een vrij zwemmend larvaal stadium beschikt, speelt transport via vasthechting op verschillende substraten de grootste rol in de verspreiding van deze soort. Verplaatsing over lange afstand gebeurt vooral door transport via scheepvaart of met oesters. Pleziervaart en drijvende wieren zijn verantwoordelijk voor de secundaire (i.e. lokaal) verspreiding [3].

De bovenvermelde factoren, zoals snelle groei, korte ontwikkelingsperiode, hoge reproductiviteit, hoge tolerantie tegen variërende omgevingsfactoren, omnivoor dieet en efficiënte verspreiding, werken de succesvolle verspreiding van het Machospookkreeftje in de hand. De enige beperkende factor is het al dan niet vinden van geschikt substraat [25].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er wordt regelmatig gemeld dat het Machospookkreeftje in grote dichtheden voorkomt, tot zelfs meer dan 300.000 individuen per m^2 [13]. Dit kan competitie voor ruimte met andere soorten veroorzaken, hoewel het bestaan hiervan in de vrije natuur nog niet bewezen is. In het laboratorium bleek echter dat het Machospookkreeftje andere (Europese) spookkreeftjes, zoals het Wandelend geraamte *Caprella linearis*, kan wegconcurreren [27].

Het Machospookkreeftje wordt ook aanzien als een pest voor aquacultuur [28]. De soort komt immers veelvuldig voor op en rond de hangculturen van onder andere mosselkweken.

De hoge concentraties van de soort kunnen het verstoppen van waterleidingen in de hand werken en mogelijk ook de vestiging van mossellarven op de touwen voor mosselkweek verhinderen, hoewel deze laatste bewering nog niet kon aangetoond worden [21].

Tot op heden werden nog geen pogingen ondernomen om het Machospookkreeftje te bestrijden. Er gaan daarentegen zelfs stemmen op om na te gaan of het diertje als visvoedsel in aquacultuur gebruikt kan worden [21].

Specifieke kenmerken

Het Machospookkreeftje is een van de grootste spookkreeftjes. Met hun langgerekt lichaam kunnen mannetjes groter worden dan 25 mm. Vrouwtjes zijn een stuk kleiner en worden niet groter dan 20 mm [20]. Ze zijn erg variabel van kleur: van bijna transparant, over lichtbruin tot donkerbruin en van oranje- tot roodachtig, waarbij de broedbuidel van het vrouwtje bespikkeld is met rode vlekken [12,29].

Het lichaam is duidelijk verdeeld in segmenten. Op het derde tot en met het zevende segment bevinden zich uitsteeksels aan de rugzijde en de zijkant. Kenmerkend voor deze soort is dat de twee eerste lichaamsegmenten (pereonieten) van de mannetjes sterk behaard zijn. De poten (gnathopoden) op het tweede segment zijn vergroot en bevatten scharen die behaard zijn bij de mannetjes, maar niet bij de vrouwtjes. Verder zijn er nog drie paar achterste kleine pootjes en op de kop twee paar antennes waarvan het eerste paar bij de mannetjes sterk verlengd is [9,12].

Bij het zoeken naar voedsel richt het Machospookkreeftje zich op en spreidt het zijn antennes en scharen uit, wachtend op zijn prooi. Met zijn drie achterste paar kleine pootjes hecht het zich hierbij vast aan het substraat. Door deze positie aan te nemen zullen kleine deeltjes of organismen door de haartjes op de antennes gefilterd worden. De scharen worden – in tegenstelling tot wat verwacht zou worden – niet gebruikt om voedsel te zoeken maar wel om zich te verdedigen of de strijd aan te gaan met andere mannetjes bij het veroveren van een vrouwtje [30].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Caprella mutica* Schurin, 1935. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=146768 (2024-10-18).

[2] Arimoto, I. (1976). Taxonomic studies of caprellids (Crustacea, Amphipoda, Caprellidae) found in the Japanese and adjacent waters. Special publications from the Seto Marine Biological Laboratory 3(3): 1-229. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7233]

[3] Ashton, G.V.; Willis, K.J.; Cook, E.J. (2007). Distribution of the introduced amphipod, *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Amphipoda: Caprellida: Caprellidae) on the west coast of Scotland and a review of its global distribution. Hydrobiologia 590: 31-41. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140453]

[4] Cook, E.J.; Jahnke, M.; Kerckhof, F.; Minchin, D.; Faasse, M.; Boos, K.; Ashton, G. (2007). European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. Aquat. Invasions 2(4): 411-421. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120472]

[5] Kerckhof, F. (2001). National report for Belgium, 2000, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the working group on introductions and transfers of marine organisms, Barcelona, Spain, 21–23 March 2001. CM Documents - ICES. CM 2001(ACME: 08). ICES: Copenhagen: pp. 24-26. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208978]

[6] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[7] Hebbelinck, L. (2010). Monitoring van exotische macro-invertebraten in de Vlaamse havens. MSc Thesis. Universiteit Gent, Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen: Gent. 87 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197447]

[8] Faasse, M. (1996). *Caprella macho* Platvoet e.a., 1995, een nieuwe spookkreeft. Het Zeepaard 56: 2-3. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141643]

[9] Platvoet, D.; de bruyne, R.H.; Gmelig Meyling, A.W. (1995). Description of a new *Caprella* species from The Netherlands: *Caprella macho* nov. spec. (Crustacea, Amphipodam Caprellidae). Bull. Zool. Mus. Amsterdam 15(1): 1-4. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140443]

[10] Faasse, M. (2005). Notes on diagnostic characters and morphological variability of *Caprella mutica* Schurin, 1935 in The Netherlands (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea). Het Zeepaard 65(1): 22-28. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70639]

[11] Faasse, M. (1999). Nieuwe vindplaatsen van de spookkreeft *Caprella macho* Platvoet et al. Het Zeepaard 59(3): 86-87. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141645]

[12] Willis, K.J.; Cook, E.J.; Lozano-Fernandez, M.; Takeuchi, I. (2004). First record of the alien caprellid amphipod, *Caprella mutica*, for the UK. J. Mar. Biol. Ass. U.k. 84(5): 1027-1028. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=67862]

[13] Cook, E.J.; Willis, K.J.; Lozano-Fernandez, M. (2007). Survivorship, growth and reproduction of the non-native *Caprella mutica* Schurin (Crustacea: Amphipoda). Hydrobiologia 590: 55-64. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140452]

[14] Tierney, T.D.; Kane, F.; Naughton, O.; Kennedy, S.; O'Donohoe, P.; Copley, L.; Jackson, D. (2004). On the occurrence of the caprellid amphipod, *Caprella mutica* Schurin 1935, in Ireland. Ir. Nat. J. 27: 437-439. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140427]

[15] Daneliya, M.E.; Laakkonen, H. (2012). The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Amphipoda: Caprellidae) in Sweden (Eastern Skagerrak). Marine Biodiversity Records 5(36). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312307]

[16] Almón, B.; Pérez, J.; Bañón, R.; Trigo, J. (2014). First record of *Caprella mutica* from the Iberian Peninsula: expansion southwards in European waters. Marine Biodiversity Records 7(e30): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297209]

[17] Buschbaum, C.; Gutow, L. (2005). Mass occurrence of an introduced crustacean (*Caprella* cf. *mutica*) in the south-eastern North Sea. Helgol. Mar. Res. 59(3): 252-253. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121455]

[18] Mineur, F.; Cook, E.J.; Minchin, D.; Bohn, K.; Macleod, A.; Maggs, C.A. (2012). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. Oceangr. Mar. Biol. Ann. Rev. 50: 189-234. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=232757]

[19] Boos, K.; Ashton, G.; Cook, E.J. (2011). The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Crustacea, Amphipoda): A global invader of coastal waters, in: Galil, B.S. et al. In the wrong place - alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts, 6. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology: pp. 129-156. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205516]

[20] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

[21] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2012). Assessing the importance of alien macro-Crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol. Mar. Res. 66(2): 175-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206987]

[22] Caine, E.A. (1977). Feeding mechanism and possible resource partitioning of the caprillidae (Crustacea: Amphipoda) from Puget Sound, USA. Mar. Biol. (Berl.) 42(4): 331-336. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140513]

[23] Ashton, G.; Willis, K.J.; Burrows, M.; Cook, E.J. (2007). Environmental tolerance of *Caprella mutica*: implications for its distribution as a non-native species. Mar. Environ. Res. 64(3): 305-312. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140456]

[24] Shucksmith, R.; Cook, E.J.; Hughes, D.J.; Burrows, M.T. (2009). Competition between the non-native amphipod *Caprella mutica* and two native species of caprellids *Pseudoprotella phasma* and *Caprella linearis*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86(6): 1125-1132. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141647]

[25] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2004). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 25–26 March 2004, Cesenatico, Italy. CM Documents - ICES. CM 2004(ACME:05 Ref. E, G). ICES: Copenhagen. 147 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141648]

[26] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[27] Stichting ANEMOON (2018). Harige spookkreeft *Caprella mutica* Schurin, 1935. http://www.anemoon.org/flora-en-fauna/soorteninformatie/soorten/id/326/harige-spookkreeft (2018-08-06).

[28] Cook, E.J.; Black, K.D.; Sayer, M.D.J.; Cromey, C.J.; Angel, D.L.; Spanier, E.; Tsemel, A.; Katz, T.; Eden, N.; Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Apostolaki, E.T.; Malej, A. (2006). The influence of caged mariculture on the early development of sublittoral fouling communities: a pan-European study. ICES J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 63(4): 637-649. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297210]

[29] Ashton, G.V. (2007). Distribution and dispersal of the non-native caprellid amphipod, *Caprella mutica* Schurin 1935. PhD Thesis. University of Aberdeen: Scotland. vii, 180 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300088]

[30] Shucksmith, R. (2007). Biological invasions: the role of biodiversity in determining community susceptibility to invasion. PhD Thesis. University of Aberdeen: Scotland. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300089]

Chelicorophium curvispinum

Kaspische slijkgarnaal

© Silvia Waajen - onderwaterwereld.org

Lector
Pieter Boets

Wetenschappelijke naam
Chelicorophium curvispinum (G.O. Sars, 1895) [1]

De oorsprong van de Kaspische slijkgarnaal *Chelicorophium curvispinum* ligt in het **stroomgebied van de Kaspische en de Zwarte Zee**. De soort komt voor in zoete tot licht brakke waterlopen en leeft in kolonies van kokertjes waarmee het zich op stenen en pontons vasthecht. Vermoedelijk bereikte de soort West- en Noord-Europa via **binnenvaartkanalen**. De verspreiding werd waarschijnlijk in de hand gewerkt door vasthechting aan **scheepsrompen**. De Kaspische slijkgarnaal werd in **1981** voor het eerst in België waargenomen in de Maas, nabij Huy. De soort heeft een zeer hoge tolerantie voor vervuiling en zijn explosieve groei in grote Europese rivieren, zoals de Rijn, kan ertoe leiden dat kwetsbare soorten worden weggeconcurreerd.

Oorspronkelijke verspreiding

Oorspronkelijk kwam de Kaspische slijkgarnaal enkel voor in de rivieren die uitmonden in de Kaspische en de Zwarte Zee [2].

Eerste waarneming in België

De Kaspische slijkgarnaal is een slijkkokervormende soort die eind 1981 voor het eerst in België werd gerapporteerd in de Maas, nabij Huy, onder de naam *Corophium* sp. [3,4]. In 1983 werd deze soort onder de naam *Corophium curvispinum* gerapporteerd in de Maas, nabij Jambes (Namen) [5]. De correcte naam voor deze soort werd in 1997 gewijzigd naar *Chelicorophium curvispinum* [1]. Op welke wijze deze slijkgarnaal de Maas heeft bereikt is onbekend. De meest nabijgelegen gekende populaties bevonden zich toen in het Duitse Dortmund-Ems kanaal [5].

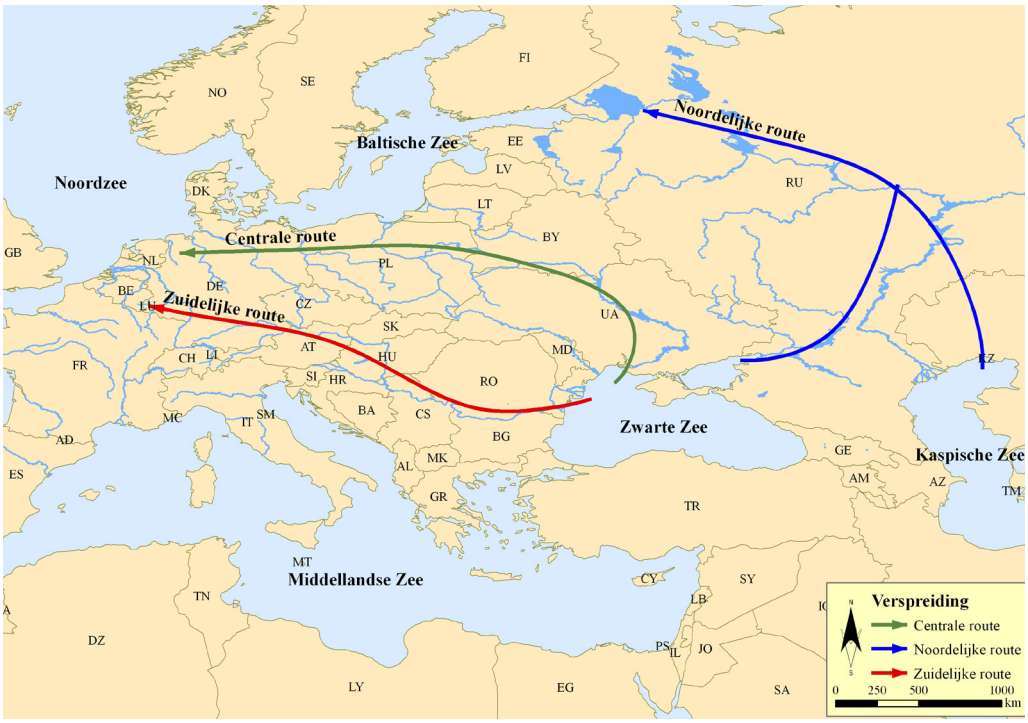
Verspreiding in België

Tegen 1990 had de Kaspische slijkgarnaal reeds het hele Maasbekken veroverd. Tijdens de jaren '90 migreerde de soort via het kanalennetwerk tot in de waterlopen van Limburg, Vlaams-Brabant en Antwerpen. Hij wordt vooral teruggevonden in de kanalen in het oosten van Vlaanderen (inclusief Antwerpen). In België vind je deze slijkgarnaal vooral in zoet en licht brak water, met zoutgehaltes tussen 0,03 en 0,8 psu [6]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

Verspreiding in onze buurlanden

De Kaspische slijkgarnaal verspreidde zich vanuit de rivieren de Wolga, Dnjepr, Dnjester en Donau (die allen uitmonden in de Zwarte of de Kaspische Zee), via de kanalen in het binnenland, tot in het grootste deel van Europa [2] (**figuur 1**). De noordelijke route bestaat uit de Wolga rivier in Rusland tot de Baltische Zee. De centrale route verbindt de Dnjepr in Oekraïne, via rivieren in Polen, met de Duitse Rijn en de Baltische Zee. De zuidelijke verspreiding werd mogelijk gemaakt door de verbinding tussen de Donau – die in de Roemeense Zwarte Zee uitmondt – en de Rijn in Duitsland [2].

De eerste waarneming buiten het oorsprongsgebied dateert van 1912 in de Müggelsee in Berlijn, waar het per vergissing als een nieuwe soort met de naam *Chelicorophium devium* werd beschreven [7]. De Kaspische slijkgarnaal werd vanuit de Oekraïense Dnjepr via het kanaalstelsel met transportboten in de Müggelsee geïntroduceerd [2]. In 1926 werd de Kaspische slijkgarnaal gesignaleerd in de brakke wateren rond de Baltische Zee. Via de Donau zou de soort reeds vóór 1929 het Hongaarse Balatonmeer bereikt hebben [8].



Figuur 1: Verspreiding van de Kaspische slijkgarnaal vanuit het oorsprongsgebied naar Europa. © VLIZ, naar Bij de Vaate et al. (2002) [2].

In 1931 werd *Chelicorophium curvispinum* eveneens gerapporteerd in de Poolse Oder en Vistula, die de Dnjepr met de Duitse waterwegen en de Baltische Zee verbinden. Vermoedelijk verspreidde de soort zich als verstekeling in het ballastwater vanuit de Noord-Duitse havens richting Engeland, waar de soort in 1935 voor het eerst werd waargenomen [9]. Maar de waarnemingen in Engeland zouden zich beperken tot slechts twee observaties in 1935 en 1962 [10,11]. De Kaspische slijkgarnaal verspreidde zich verder doorheen het Duitse rivierenstelsel en bereikte er rond 1978 het Dortmund-Ems kanaal, dat met de Rijn in verbinding staat [10].

De waarnemingen in de Belgische Maas vonden echter plaats voor deze in de Rijn, zodat de introductie in België niet rechtsreeks via het Rijn-Maaskanaal kon hebben plaatsgevonden [5]. Vanuit België trok de Kaspische slijkgarnaal sinds 1981 via de Maas stroomopwaarts richting Frankrijk, waar hij voor het eerst in 1986 gerapporteerd werd [3]. In Frankrijk migreert deze soort stroomopwaarts met een gemiddelde snelheid van 15 km per jaar [12].

De Kaspische slijkgarnaal werd in Nederland voor de eerste maal waargenomen in 1987 [13]. De hoogste concentratie aan Kaspische slijkgarnalen vond men in het Rijngebied, nabij de Nederlands-Duitse grens, waaruit men afleidde dat de soort via de Duitse Rijn was binnengedrongen en niet via de Belgische Maas. Het Nederlands deel van de

Maas werd pas vanaf 1991 gekoloniseerd. In dat jaar was de Nederlandse populatie al enorm toegenomen en werd er in de Waal rivier – waar de Rijn uitmondt – nabij Tiel, een recordconcentratie van meer dan 750.000 Kaspische slijkgarnalen per m^2 aangetroffen [13]. In de volgende jaren koloniseerde de soort alle grote waterlopen van Nederland [14].

Wijze van introductie

De introductie van Ponto-Kaspische soorten (dit zijn soorten afkomstig uit de regio rond de Kaspische en Zwarte Zee) in Europese wateren is het gevolg van de bouw van kanalen die verschillende rivieren met elkaar verbinden (**figuur 1**). Via dit kanaalstelsel kon de Kaspische slijkgarnaal – zowel actief als passief – in onze wateren worden geïntroduceerd. De verspreiding kan op drie verschillende manieren geschieden: op eigen kracht, door vasthechting aan scheepsrompen of door transport in het ballastwater [2]. Het is niet gekend op welke van deze manieren de Kaspische slijkgarnaal de Belgische Maas heeft bereikt.

De opening van het Main-Donaukanaal in 1992 (de zuidelijke route) zorgde voor een nieuwe instroom van Ponto-Kaspische inwijkelingen naar achtereenvolgens de Duitse Rijn, de Nederlandse Beneden-Rijn en de Nederlandse en Belgische Maas [2]. Van hieruit konden sommige soorten, zoals de Ponto-Kaspische aasgarnaal *Hemimysis anomala*, de Belgische binnenwateren binnendringen [15]. Eens een rivier of kanaal gekoloniseerd is, kan verdere verspreiding eenvoudigweg plaatsvinden door passief mee te drijven op de stroming. Op deze wijze zou de Rijn en haar stroomgebied gekoloniseerd zijn na introductie vanuit de Donau en het Main-Donaukanaal [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De habitat van de Maas en de Schelde wordt gekenmerkt door de afwezigheid van andere soorten slijkkokervormende vlokreeften [14,17]. Bijkomend beschermen de kokers de slijkgarnalen tegen predatoren en bemoeilijken ze de vasthechting van andere organismen – zoals de Schietmot *Hydropsyche contubernalis* en de niet-inheemse Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* – op hetzelfde substraat [18].

Deze niet-inheemse slijkgarnaal tolereert lage zuurstofgehaltes tot minimum 0,3 mg O_2 per liter [19], vermenigvuldigt zich best in hard water (i.e. water met een relatief hoog ionengehalte), heeft een minimum aan natriumionen (Na+; >0,5 mM) nodig [20] en tolereert temperaturen tussen 7 en 32 °C [21]. Een andere vereiste is de constante aanvoer van organisch materiaal en slib. Deze condities zijn echter in nagenoeg alle grote waterlopen in België en Nederland aanwezig [13].

In voedselrijke (eutrofe) waterlopen zal een opportunistisch voedende soort, zoals de Kaspische slijkgarnaal, veel nakomelingen produceren. Gecombineerd met zijn korte levenscyclus – een volwassen individu kan tot drie generaties per jaar produceren die al

in enkele weken volwassen kunnen worden – laat dit de soort toe snel dominant voor te komen in nieuwe geschikte leefgebieden [18].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De hoogste aantallen Kaspische slijkgarnalen worden waargenomen in traagstromend water op een hard substraat, ongeveer één meter beneden het waterniveau. De ideale locatie voor een kolonie slijkgarnalen is immers een evenwichtsoefening tussen een plek met voldoende stroming – om genoeg voedsel uit de waterkolom te kunnen filteren – en niet té veel stroming, zodat de slijkkokers niet wegspoelen. Hoger in de waterkolom bevestigde kokers zijn kwetsbaarder voor getijdenwerking en de golven van voorbijvarende schepen [17,18].

Een lichte vorm van vervuiling en een licht verhoogd zoutgehalte geven deze soort een competitief voordeel, aangezien deze slijkgarnalen een zekere mate van tolerantie vertonen [22]. Een zoutgehalte hoger dan 6 psu verhindert het voorkomen van de Kaspische slijkgarnaal [23].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De aanwezigheid van grote aantallen van de Kaspische slijkgarnaal – op stenige habitats vaak meer dan 100.000 exemplaren per m^2 – veroorzaakte drastische veranderingen in de macrofauna van de Rijn [14]. Organismen die zich aan gelijkaardige substraten vasthechten en/of zich op gelijkaardige manier voeden, werden verdrongen. Zo ging de opmars van de Kaspische slijkgarnaal in Nederlandse wateren gepaard met een sterke achteruitgang van de niet-inheemse Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*, het Exotische Tijgervlokreeftje *Gammarus tigrinus* en de Schietmot *Hydropsyche contubernalis* [18].

Vooral de Driehoeksmossel heeft te lijden onder directe competitie met de Kaspische slijkgarnaal. Deze niet-inheemse slijkgarnaal houdt zich namelijk schuil in zelfgemaakte, uit slijk bestaande kokers [24]. In de Rijn verhindert deze dikke laag van slijkkokers de vasthechting van Driehoeksmosselen op de onderliggende stenen. Driehoeksmosselen die er toch in slagen om zich te vestigen, lopen het risico te verstikken onder de modder [17,24]. De modder heeft immers als effect dat de mossel afgezonderd wordt van stromend water, en dus ook van zijn voedseltoevoer [25].

De negatieve relatie tussen de Driehoeksmossel en de Kaspische slijkgarnaal is een uitzondering. De meeste relaties tussen soorten uit de Ponto-Kaspische regio zijn neutraal of zelfs positief, wat de invasie van nieuwe soorten vergemakkelijkt. Zo moeten nu ook de Britse eilanden, die voorlopig nog relatief gespaard bleven van uitheemse soorten uit de Ponto-Kaspische regio, op hun hoede zijn voor een zogenaamde '*invasional meltdown*'.

De eilanden zijn vrij gemakkelijk te bereiken vanuit West-Europa en er komen steeds meer uitheemse soorten voor, die op hun beurt de invasie van andere soorten bevorderen. Zo kunnen steeds meer uitheemse soorten zich vestigen ten koste van de inheemse biodiversiteit [26].

Toch worden er aan de Kaspische slijkgarnaal ook gunstige effecten voor de biodiversiteit toegeschreven. Zo zouden grote aantallen slijkgarnalen aanzienlijke hoeveelheden organisch materiaal uit de waterkolom kunnen filteren, waardoor het water helderder wordt. Dit bevordert de lichtpenetratie en simuleert vervolgens de groei van bodemplanten en -algen [25].

De introductie van een nieuwe exoot in de Rijn in 1995, met name de Reuzenvlokreeft *Dikerogammarus villosus*, bleek de aantallen van de Kaspische slijkgarnaal enigszins onder controle te houden. Vandaag worden de stenige habitats van de Rijn gedomineerd door zowel de Kaspische slijkgarnaal als de Reuzenvlokreeft [24].

Samen met vele andere organismen die zich vasthechten, maakt de Kaspische slijkgarnaal deel uit van de zogenaamde aangroeigemeenschap. Aangroei kan diverse substraten aantasten en zelfs economische schade toebrengen. Het voorkomen van vasthechting op scheepsrompen kost handenvol geld aan reiniging en behandeling met aangroeiwerende verven [27]. Bovendien brengen vele van deze verven schade toe aan het ecosysteem tot lang na de datum waarop ze uit circulatie werden genomen (bv. tributyltin of TBT) [28].

Specifieke kenmerken

De Kaspische slijkgarnaal is een filtervoeder die zich voedt door organisch materiaal uit de waterkolom te filteren. Vrij specifiek voor de Kaspische slijkgarnaal is dat deze zich schuilhoudt in zelfgemaakte kokers, die uit slijk opgebouwd worden [2,24].

Kaspische slijkgarnalen zijn over het algemeen donkerder dan de inheemse slijkgarnalen, hebben een gelige kleur en zijn bedekt met bruine strepen en stippen [13,22]. Ze worden maximaal 9 mm groot [13].

De soort kan verder nog onderscheiden worden van andere gelijkaardige soorten aan de hand van een aantal anatomische eigenschappen, die echter enkel met een binoculair waar te nemen zijn [5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148582 (2024-10-18).

[2] Bij de Vaate, A.; Jazdzewski, K.; Ketelaars, H.A.M.; Gollasch, S.; van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(7): 1159-1174. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127047]

[3] d'Udekem d'Acoz, C.; Stroot, P.H. (1988). Note sur l'expansion de *Corophium curvispinum* Sars, 1895 en Meuse (Crustacea, Amphipoda: Corophiidae). Ann. Soc. R. Zool. Bel. 118(2): 171-175. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206204]

[4] Mathy, P. (1982). Etude, en interaction avec la pollution organique, de l'impact thermique de la centrale nucléaire de Tihange, par comparaison des biocénoses benthiques à l'aide de substrats artificiels. MSc Thesis. Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix: Namur. 189 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206075]

[5] Wouters, K.A. (1985). *Corophium curvispinum* Sars, 1895 in the river Meuse, Belgium. Crustaceana 48(2): 218-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206975]

[6] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Shifts in the gammarid (Amhipoda) fauna of brackish polder waters in Flanders (Belgium). J. Crust. Biol. 31(2): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211034]

[7] Jazdzewski, K.; Konopacka, A. (1996). Remarks on the morphology, taxonomy and distribution of *Corophium curvispinum* G.O. Sars, 1895 and Corophium sowinskyi Martynov, 1924 (Crustacea, Amphipoda, Corophiidae). Boll. Mus. civ. St. nat. Verona 20: 487-501. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206053]

[8] Borza, P. (2011). Revision of invasion history, distributional patterns, and new records of Corophiidae (Crustacea: Amphipoda) in Hungary. Acta zool. Acad. Sci. Hung. 57(1): 75-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206203]

[9] Jazdzewski, K. (1980). Range extensions of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity. Crustaceana, Suppl. 6: 84-107. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207707]

[10] Moon, H.P. (1970). *Corophium curvispinum* (Amphipoda) recorded again in the British Isles. Nature (Lond.) 226(5249): 976-976. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296659]

[11] Godard, M.J.; Davison, P.I.; Copp, G.H.; Stebbing, P.D. (2012). Review of invasion pathways and provisional pathway management plan for non-native Ponto–Caspian species of potential invasion risk to Great Britain. Cefas contract report C5524 - Final. CEFAS: Lowestoft. 60 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296661]

[12] Josens, G.; Bij de Vaate, A.; Usseglio-Polatera, P.; Cammaerts, R.; Chérot, F.; Grisez, F.; Verboonen, P.; Vanden Bossche, J.P. (2005). Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. Hydrobiologia 542(1): 203-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207710]

[13] Van den Brink, F.W.B.; Van der Velde, G.; Bij de Vaate, A. (1989). A note on the immigration of *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda) into the Netherlands via the River Rhine. Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 11(26): 211-213. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206029]

[14] Pinkster, S.; Scheepmaker, M.P.C.; Platvoet, D.; Broodbakker, N. (1992). Drastic changes in the amhipod fauna (Crustacea) of Dutch inland waters during the last 25 years. Bijdr. Dierkd. 61(4): 193-204. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205909]

[15] Vercauteren, T.H.; De Smedt, S.; Warmoes, T.; Goddeeris, B.; Wouters, K. (2005). Drie nieuwe Ponto-Kaspische inwijkelingen dringen door tot in kanalen in de provincie Antwerpen: De zoetwaterpolychaet *Hypania invalida* (Grube, 1860) en, voor het eerst in België, de platworm *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu, 1949) en de Donaupissebed *Jaera istri* Veuille, 1979., in: Nieuwborg, H. Natuurstudie in de provincie Antwerpen. Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANKONA) Jaarboek 2003: Antwerpen, Belgium: pp. 83-97. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206031]

[16] Van Riel, M.C.; Van der Velde, G.; Bij de Vaate, A. (2011). Dispersal of invasive species by drifting. Curr. Zool. 57(6): 818-827. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296662]

[17] Vercauteren, T.H.; Sablon, R.; Wouters, K. (2006). Exotische ongewervelden in vijvers en grachten van het Provinciaal Groendomein Prinsenpark in Retie: een eerste bilan, in: Nieuwborg, H. et al. Natuurstudie in de provincie Antwerpen: Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANKONA) Jaarboek 2004-2005. Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANOKA): Antwerpen, Belgium: pp. 27-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206260]

[18] Van den Brink, F.W.B.; Van der Velde, G.; Bij de Vaate, A. (1993). Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands). Oecologia 93(3): 224-232. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205981]

[19] Dedyu, I. (1980). Amphipods of fresh and salt waters of the South-West part of the USSR. Shtiintsa Publishers: Kishinev, Moldova. 220 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312310]

[20] Harris, R.R.; Aladin, N.V. (1997). The ecophysiology of osmoregulation in Crustacea, in: Hazon, N. et al. Ionic regulation in animals: a tribute to Professor W.T.W. Potts. Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg: pp. 1-25. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312315]

[21] Jazdzewski, K.; Konopacka, A. (1990). New, interesting locality of the Ponto-Caspian gammarid Echinogammarus ischnus (Stebbing, 1898) Crustacea, Amphipoda) in Poland. Przegl. Zool. 34(1): 101-111. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312317]

[22] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2000). Nieuwe en minder bekende vlokreeftjes van sublitorale harde bodems in het Deltagebied (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea). Ned. Faunist. Meded. 11: 19-44. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37555]

[23] Naylor, M. (2006). Alien species in Swedish seas: Caspian mud shrimp (*Corophium curvispinum*). Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Sweden. 3 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207014]

[24] Van Riel, M.C.; van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Marguillier, S.; Dehairs, F.; bij de Vaate, A. (2006). Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. Hydrobiologia 565(1): 39-58. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206042]

[25] van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Van Den Brink, F.W.B.; Kelleher, B.; Paffen, B.G.P.; Kempers, A.J.; Bij de Vaate, A. (1998). Ecological impact of an exotic amphipod invasion in the river Rhine., in: Nienhuis, P.H. et al. New concepts for sustainable management of river basins. Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands: pp. 159-169. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206475]

[26] Gallardo, B.; Aldridge, D.C. (2015). Is Great Britain heading for a Ponto–Caspian invasional meltdown? J. Appl. Ecol. 52(1): 41-49. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296663]

[27] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[28] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

Cryptorchestia garbinii

Oevervlokreeft

© Roger Key

Lectoren
Pieter Boets
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam

Cryptorchestia garbinii Ruffo, Tarocco & Latella, 2014 [1]

De soort werd lange tijd verward met *Cryptorchestia cavimana* (endemisch in Cyprus). Recent werden de populaties uit het Gardameer (Italië), de Balkanregio en andere Europese locaties toegekend aan het nieuwe genus *Cryptorchestia garbinii* [2]

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Oevervlokreeft *Cryptorchestia garbinii* strekt zich uit over de **Kaspische Zee, de Zwarte Zee en het oosten van de Middellandse Zee**. Hoe deze soort – die zowel in zoet als in brak water voorkomt – precies tot in België raakte is nog niet gekend. Wel staat vast dat de vele **(zoetwater)kanalen** bij ons en in onze buurlanden de verspreiding hebben bespoedigd. De soort werd voor de eerste keer in België waargenomen op 26 maart **1927**. Al snel werd het een heel algemene soort in zowel zoete als licht brakke wateren, en komt binnen het studiegebied voor langs de oevers van de IJzer- en Schelde-estuaria.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Oevervlokreeft strekt zich uit over de Kaspische Zee, de Zwarte Zee en het oosten van de Middellandse Zee [3].

Eerste waarneming in België

Bij het bekijken van collecties van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) bleek het oudste bewaarde exemplaar verzameld te zijn op 26 maart 1927 te Antwerpen, ter hoogte van de linkeroever van de Schelde [4]. Men vermoedt echter dat de soort al rond 1900 in de Belgische Schelde aanwezig was [5].

Verspreiding in België

Vooral in de estuaria van de IJzer, de Schelde en de Maas, en hun bovenlopen, is de Oevervlokreeft algemeen. Deze exoot werd tevens aangetroffen in het Leopoldkanaal nabij de haven van Zeebrugge [6]. De soort is tot ver landinwaarts terug te vinden, en voelt zich in het zoete water perfect thuis. Toch gedijt de Oevervlokreeft ook in de brakke riviermondingen van zowel de IJzer als de Schelde [3,4,7].

In ons studiegebied werd deze soort in maart 2009 eveneens in zeer hoge densiteiten (meer dan 200 exemplaren per m^2) teruggevonden langsheen het kanaal Gent-Terneuzen [8].

De Oevervlokreeft heeft in Belgische wateren eveneens een inheemse tegenhanger: *Orchestia gammarellus*. Deze soort kan in Nieuwpoort in het natuurreservaat 'De IJzermonding' en in Oostende aan de Halve Maandijk worden waargenomen. Hij heeft een gelijkaardige levenswijze als de Oevervlokreeft [9].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste West-Europese waarneming dateert van 1878, waar de soort in Nederland onder bloempotten in een tuin te Zaltbommel (provincie Gelderland) werd aangetroffen. Waarschijnlijk kwam dit vlokreeftje er terecht via het overgieten van de bloemen met water afkomstig uit de nabijgelegen beekje, in de buurt van de rivier de Waal [10].

Na de oorspronkelijke introductie in de Nederlandse Waal, verspreidde de soort zich over de gehele Rijn-Maas-Schelde delta. Vanuit de Schelde – waarlangs de Oevervlokreeft al in 1906 het Noord-Franse stadje Cambrai bereikte – kon de soort verder stroomopwaarts oprukken tot de Seine [4].

Vervolgens kon deze exoot via de Marne – langs het Rijn-Marne-Moezel kanaal – naar Duitsland trekken. De kolonisatie van de Duitse Boven-Rijn en de Moezel vond pas plaats na 1950 [4]. In 2011 is de soort ook in Oost-Duitsland opgedoken in het estuarium van Warnow en het kustmeer van Szczecin op de grens van Duitsland met Polen [11]. In de Poolse Vistula rivier wordt de soort sinds 2009 waargenomen, waar ze vermoedelijk door natuurlijke migratie vanuit de Baltische zee is terecht gekomen [12]. Ook in de Zwarte Zee en de Atlantische kust van Noord-Afrika is de Oevervlokreeft terug te vinden. In 2000 werd ze ook voor de eerste keer teruggevonden langs de Turkse kust [13,14].

Wijze van introductie

Hoe de soort precies in de Nederlandse Waal terecht is gekomen, is niet gekend. Wel staat vast dat de vele (zoetwater)kanalen de verdere verspreiding in de hand hebben gewerkt [4]. Transport via het ballastwater in vrachtschepen kan tevens een rol gespeeld hebben [15].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Oevervlokreeft is in staat zich razendsnel te vermenigvuldigen. Daarenboven blijken onze koudere winters geen probleem te vormen en leiden ze niet tot sterfte binnen de populaties [15]. Ook het vermogen van deze soort om boven de waterlijn – op vochtige plekken – te overleven draagt bij tot zijn succes. Hierdoor ondervindt hij immers minder negatieve effecten door watervervuiling [9].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Oevervlokreeft komt zowel voor in zoete als brakke milieus. Ze kan niet in volle zee gedijen, omdat het zoutgehalte daar te hoog is [15,16].

Temperatuur en sedimentvochtigheid zijn de voornaamste omgevingsfactoren die invloed hebben op het voorkomen van de soort. Doordat de Oevervlokreeft afhankelijk is van dit microhabitat kan hij vanuit zichzelf niet ver disperseren [13]. Hij is voor zijn verspreiding afhankelijk van migrerende vogels, maar kan ook vervoerd worden via het ballastwater van schepen en zo nieuwe gebieden bereiken. Deze exoot is daarenboven waargenomen op drijvende plantenresten, waardoor ze op natuurlijke wijze met de waterstromingen kunnen worden getransporteerd [16,17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Tot dusver zijn er geen meldingen van evenuele effecten van de Oevervlokreeft op onze lokale soorten en hun leefomgeving. Al dient hierbij opgemerkt te worden dat er al heel

hoge densiteiten – tot 1.975 individuen per m^2 – werden opgemeten. Het spreekt voor zich dat als een soort in dergelijk hoge concentraties voorkomt, dit een effect kan hebben op de andere aanwezige organismen [15,16].

Specifieke kenmerken

Mannetjes van de Oevervlokreeft bereiken een lengte van 22 mm, vrouwtjes worden tot 16 mm lang. De Oevervlokreeft is donkerbruin gekleurd met ronde zwarte ogen [18].

Cryptorchestia garbinii behoort tot de familie van de strandvlooien of Talitridae. Hoewel dit een grote familie is, zijn er slechts vijf genera, waaronder het genus *Cryptorchestia*, waartoe de Oevervlokreeft behoort. De soorten binnen dit genus hebben een 'semi-terrestrische' levenswijze. Dit betekent dat ze zowel onder water als op vochtige plekjes boven de waterlijn voorkomen, zoals onder stenen, tussen vochtige vegetatie en in de bovenste laag van het sediment [18].

Binnen de familie van de Talitridae vindt men ook onze inheemse strandvlo *Talitrus saltator*. Soorten van het genus *Talitrus* worden gekenmerkt door een volledige terrestrische levenswijze, dit in tegenstelling tot de semi-terrestrische levenswijze van de soorten behorende tot het genus *Cryptorchestia*. Men vindt de inheemse strandvlo enkel terug op het strand, in de zone waar wieren en ander organisch materiaal door het getij op het strand geworpen worden [18].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Cryptorchestia garbinii* (Ruffo, Tarocco & Latella, 2014). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=817504 (2024-10-18).

[2] Ruffo, S., Tarocco, M., Latella, L. (2014). *Cryptorchestia garbinii* n. sp. (Amphipoda: Talitridae) from Lake Garda (Northern Italy), previously referred to as *Orchestia cavimana* Heller, 1865, and notes on the distribution of the two species. Italian Journal of Zoology 81(1): 92-99. [www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=330560]

[3] Kinzelbach, R. (1972). Zur Verbreitung und Ökologie des Süßwasser-strandflohs *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). Bonn. Zool. Beitr. 23: 267-282. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120964]

[4] Wouters, K. (2002). On the distribution of alien non-marine and estuarine macro-crustaceans in Belgium. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72: 119-129. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=35968]

[5] van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Kelleher, B.; Muskó, I.; Bij de Vaate, A. (2000). Ecological impact of crustacean invaders: general considerations and examples from the Rhine River, in: von Vaupel Klein, J.C. et al. The Biodiversity Crisis and Crustacea: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998, volume 2. Crustacean Issues, 12. A.A. Balkema: Rotterdam, Brookfield: pp. 3-33. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207016]

[6] d'Udekem d'Akoz, C. (2020). Persoonlijke mededeling.

[7] den Hartog, J.C. (1963). The amphipods of the deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. II. The Talitridae. Neth. J. Sea Res. 2(1): 40-67. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120958]

[8] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[9] Boets, P. (2019). Persoonlijke mededeling.

[10] Hoek, P.P.C. (1879). Carcinologisches, grössentheils gearbeitet in der zoologischen Station der niederländischen zoologischen Gesellschaft: III. Eine Orchestide des Festlandes. Tijdschr. Ned. Dierkd. Ver. 4: 130-134. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207007]

[11] Wittfoth, A.K.J.; Zettler, M.L. (2013). The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. Manag. Biol. Inv 4(1): 43-50. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=287758]

[12] Konopacka, A.; Grabowski, M.; Bącela-Spychalska, K.; Rewicz, T. (2009). *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Amphipoda: Talitridae) enters freshwater inland habitats in the Vistula River, Poland. Aquat. Invasions 4(4): 689-691. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207600]

[13] Pavesi, L.; De Matthaeis, E. (2010). Life history and temporal distribution of *Orchestia* sp. cf. *cavimana* (Amphipoda, Talitridae) on a lake shore in central Italy. Limnologica 40(4): 300-306. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=296665]

[14] Akbulut, M.; Sezgin, M. (2000). *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Amphipoda, Talitridae) in the Turkish Black Sea Fauna. Turk. J. Mar. Sci. 6: 241 -244. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=296666]

[15] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[16] Herkül, K.; Kotta, J.; Kotta, I. (2006). Distribution and population characteristics of the alien talitrid amphipod *Orchestia cavimana* in relation to environmental conditions in the Northeastern Baltic Sea. Helgol. Mar. Res. 60(2): 121-126. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=100429]

[17] Herkül, K. (2006). Invasion history of the amphipods *Orchestia cavimana* and *Gammarus tigrinus* in the Estonian coastal sea. MSc Thesis. University of Tartu: Tartu, Estonia. 60 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120960]

[18] Lincoln, R.J. (1979). British marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History): London, UK. ISBN 0-565-00818-8. VI, 658 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=17631]

Dikerogammarus villosus

Reuzenvlokreeft

© Silvia Waajen - onderwaterwereld.org

Lector
Pieter Boets

Wetenschappelijke naam
Dikerogammarus villosus (Sowinsky, 1894) [1]

De Reuzenvlokreeft *Dikerogammarus villosus* kwam oorspronkelijk enkel voor in het **Ponto-Kaspische gebied** en vond in 1992, na het openen van een **kanaal** dat de Donau met de Rijn verbond, zijn weg naar West-Europa. Deze vlokreeft verspreidde zich zowel actief als passief – via de **scheepvaart** – door het Europese waterwegennet om uiteindelijk in **1997** in het Belgische Albertkanaal terecht te komen. Sindsdien is de soort in opmars en veroverde hij ook de brakke en zoete wateren in Oost- en West-Vlaanderen. Al snel werd deze relatief grote vlokreeft berucht omdat hij als omnivoor op andere vlokreeftjes predeert. Samen met zijn groot aanpassingsvermogen en de korte voortplantingstijd resulteert dit lokaal in het verdrijven van andere vlotkreefsoorten, met gevolgen voor de lokale voedselwebben en de biodiversiteit. Dit maakt van de Reuzenvlokreeft een succesvolle invasieve soort.

Oorspronkelijke verspreiding

De Reuzenvlokreeft werd oorspronkelijk aangetroffen in rivieren gelegen in het stroomgebied van de Donau, de zogenaamde Ponto-Kaspische regio. Dit is het gebied gelegen rond de Zwarte en Kaspische Zee [2].

Eerste waarneming in België

De Reuzenvlokreeft werd in 1997 voor het eerst geregistreerd in het Albertkanaal en het Dessel-Kwaad-Mechelenkanaal [3]. Echter, omdat deze waarneming in zoet water plaatsvond valt ze buiten ons studiegebied. De eerste melding van de Reuzenvlokreeft binnen ons studiegebied betrof 2005 toen deze exoot in het kanaal Gent-Terneuzen werd aangetroffen [4].

Verspreiding in België

Na een eerste waarneming in het Albertkanaal in 1997 werd de Reuzenvlokreeft in 1998 in grote aantallen aangetroffen in de Maas, van Chokier (ten zuiden van Luik) tot in Dinant, dicht bij de Belgisch-Franse grens [5]. Na introductie begon de soort in de Maas aan een stroomopwaartse opmars, met een geschatte snelheid van 30 à 40 km per jaar [6]. Vanaf 2000 was de Reuzenvlokreeft ook aanwezig in Belgisch-Limburgse waterwegen en in kanalen die in het westen van Wallonië het Maasbekken met het Scheldebekken verbinden [7].

Vanaf 2005 kwamen meldingen binnen uit ons studiegebied. Na het kanaal Gent-Terneuzen [4] werd de Reuzenvlokreeft aangetroffen in de brakke delen van de IJzer nabij Nieuwpoort en in de Oostendse haven [8-10]. In veel gevallen – zoals in de kanalen te Oostende en het Kanaal-Gent-Terneuzen – domineert deze soort zowel andere uitheemse als inheemse vlokreeftjes [4]. Over de recente verspreiding (voorbije vijf jaar) zijn geen gegevens beschikbaar.

Verspreiding in onze buurlanden

De Reuzenvlokreeft begon in het begin van de jaren ‘90 aan de verovering van Europa. In tegenstelling tot andere Ponto-Kaspische soorten – die gebruik maakten van een noordelijke, centrale en zuidelijke introductieroute – verspreidde *Dikerogammarus villosus* zich in Europa via twee onafhankelijke invasieroutes: een westelijke (Donau, Rijn, Maas, etc.) en oostelijke route (Dnjepr, Pripjat, Vistula) [11].

Langsheen de westelijke route werd de Reuzenvlokreeft in 1992 voor het eerst geregistreerd in het Duitse deel van de Donau. Het Main-Donaukanaal – dat in ditzelfde jaar geopend werd – verbond de Donau met de Rijn en opende zo de poort naar West-Europa. Via de Rijn kon deze soort zich vervolgens massaal en snel verspreiden naar de West-Europese zoet- en brakwatergebieden [12]. Zo bereikte deze exoot in 1994 de Duitse rivieren de Wezer, de Elbe en de Oder [13]. In diezelfde periode (1994-1995) werd de Reuzenvlokreeft ook waargenomen in de Rijn aan de Duits-Nederlandse grens [12] en kort daarna waren respectievelijk de Maas (1996), de Nederlandse Rijndelta en grensmeren (1996-1997) [6,14] en de Szczecin Baai aan het Oder-estuarium (op de Pools-Duitse grens) [13] aan de beurt.

De eerste waarneming in Frankrijk kwam er in 1997 in de rivier Sâone. In de daaropvolgende jaren volgden observaties uit onder andere de Rhône en de Moezel [15,16]. Vanuit de Rhône vond deze exoot vervolgens de weg naar verschillende Franse alpiene meren en uiteindelijk ook het Italiaanse Gardameer [2]. In 2000 had dit vlokreeftje via de Maas de Belgisch-Franse grens overgestoken [6].

Op de eerste waarneming van deze Reuzenvlokreeft in Groot-Brittannië was het wachten tot 3 september 2010. Toen werd de soort aangetroffen in het drinkwaterreservoir Grafham Water, nabij de rivier Great Ouse (Oost-Engeland, Cambridgeshire) [18]. Kort daarop volgden waarnemingen uit de Baai van Cardiff en in een reservoir in Port Talbot, Zuid-Wales [19].

Gezien de snelle verspreiding in Europa, wordt verwacht dat deze soort op dezelfde wijze ook naar Ierland zal uitwijken, en – via de scheepsvaart – de oversteek naar Noord-Amerika zal wagen [20,21]. Daar wordt verondersteld dat ze opnieuw zoetwater zal betreden, waardoor ze uiteindelijk ook de Grote Meren in Noord-Amerika zal bereiken [21].

De Oekraïense rivier de Dnjepr vormde op zijn beurt het toneel voor het begin van de landinwaartse verspreiding via de oostelijke route. Langsheen deze route reikt zijn huidig verspreidingsgebied over Wit-Rusland tot aan de Poolse Wisla rivier [17].

Wijze van introductie

De introductie van de Reuzenvlokreeft in West-Europa werd – net zoals bij andere Ponto-Kaspische soorten – ingeluid door de opening van het Main-Donaukanaal [22]. Daarnaast werd de verspreiding van deze soort in de hand gewerkt door de aanleg van kanalen tussen de grote rivieren in Europa. Hoe deze exoot zich uiteindelijk door het Europese waterwegennet heeft verspreid, is echter niet helemaal duidelijk. Wetenschappers vermoeden dat hij is meegereisd op de romp van binnenvaartschepen of plezierbootjes. Verder zou ook transport in ballastwater de verdere verspreiding naar Europese havens kunnen bevorderen [21,23].

Daarnaast valt actieve, stroomopwaartse migratie evenmin uit te sluiten, net zoals de verspreiding via uitzettingen en verplaatsingen van visstocks [24].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Zijn grote aanpassingsvermogen aan verschillende omgevingsomstandigheden (saliniteit en temperatuur) en substraten, maakt dat deze soort zich in bijna alle zoet- en brakwatermilieus succesvol kan vestigen. De artificiële waterwegen in België vormen hier geen uitzondering op.

Jonge Reuzenvlokreeftjes bereiken na vier tot acht weken een lengte van 6 mm en zijn dan meestal al geslachtsrijp. Eén enkel vrouwtje kan om de twee weken tot 50 jongen voortbrengen en dit het ganse jaar rond. Deze snelle reproductie overtreft deze van onze inheemse vlokreeftjes [15,25]. Door de grote groeisnelheid (1,3-2,9 mm per maand), de vroege geslachtsrijpheid, de grote vruchtbaarheid en het lange voorplantingsseizoen is de Reuzenvlokreeft een heel succesvolle invasieve soort, die zich snel kan verspreiden [17].

Hoewel de Reuzenvolkreeft een omnivoor of alleseter is, is hij vooral berucht om zijn vraatzucht op allerlei ongewervelden, zoals vlokreeftjes, eendagsvliegen, watervlooien en slakken [16, 26]. Daarnaast jaagt de Reuzenvlokreeft ook op de eieren en larven van vissen en voedt hij zich soms zelfs met kleine visjes [15,27]. Dit vraatzuchtige gedrag manifesteert zich voornamelijk in gebieden waar hij nog niet dominant voorkomt [16]. Hoewel de kaken van de Reuzenvlokreeft niet specifiek aangepast zijn voor predatie – deze vlokreeft kan er ook voedsel uit de waterkolom mee filteren en organisch materiaal van de bodem schrapen [26,28] – stellen ze hem wel in staat om prooien te verscheuren en deze vervolgens al dan niet op te eten [15,25].

Deze soort kan zich verschuilen tussen stenen en zebramosselbedden, waarbij zijn donkere kleur een camouflagefunctie vervult. Verder blijkt de Reuzenvlokreeft minder actief te zijn dan zijn inheemse soortgenoten [29]. Ook kunnen deze vlokreeftjes predatoren en voedsel van op een afstand detecteren [30]. Een combinatie van deze factoren maakt dat de Reuzenvlokreeft een competitief voordeel heeft ten opzichte van andere vlokreeftjes en een succesvolle invasieve soort in Europa kon worden.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Reuzenvlokreeft verkiest zoutgehaltes tussen 0 en 10 psu, maar kan zoutgehaltes tot net boven 20 psu tolereren [13]. Ter vergelijking: het zoutgehalte van de Noordzee bedraagt 35 psu. Deze vlokreeft wordt dus enkel aangetroffen in het zoete water van meren, rivieren en kanalen en in het licht brakke water ter hoogte van riviermondingen.

Deze niet-inheemse soort verdraagt temperaturen tussen 0 en 30 °C, maar verkiest temperaturen rond de 20 °C [13]. Traagstromende of stilstaande wateren met een goede waterkwaliteit dragen zijn voorkeur. In dergelijke wateren is deze soort te vinden op allerhande harde substraten, van natuurlijke stenen tot artificiële pijlers [26]. De kwaliteit van

onze binnenwateren is er sinds de jaren '90 sterk op vooruit gegaan, en dit ging hand in hand met de almaar succesvollere verspreiding van o.a. de Reuzenvlokreeft [31].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het predatiegedrag van deze exoot heeft – onder andere in de Maas [5] – geleid tot een sterke daling (tot zelfs het verdwijnen) in de aantallen van de inheemse vlokreeftsoort *Gammarus pulex* [3,32], alsook van de eerder gevestigde niet-inheemse Tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus* [33]. Dit alles heeft gevolgen voor de plaatselijke biodiversiteit en het functioneren van het ecosysteem, en kan – door wijzigingen in de aanwezige voedselbronnen – ook een invloed hebben op de fauna hoger in de voedselketen [3]. Niet helemaal onlogisch kreeg deze vlokreeft de bijnaam '*killer shrimp*'. Klimaatsverandering wordt verondersteld de predatiedruk van de Reuzenvlokreeft te bevorderen, waardoor de impact op het plaatselijke ecosysteem waarschijnlijk nog zal toenemen in de toekomst [34].

In zijn oosprongsgebied heeft de Reuzenvlokreeft een heel ander imago. In de Ponto-Kaspische regio is hij immers niet de meest abundante vlokreeftsoort en vertoont hij niet hetzelfde aggressieve predatorische gedrag, maar gedraagt hij zich meer als een omnivoor [12,16]. Recente studies hebben ook aangetoond dat de vlokreeft niet altijd een nefast effect op het ecosysteem heeft en dat de positieve soortinteracties even belangrijk zijn als de negatieve [35]. Wel wordt vermoed dat de Reuzenvlokreeft fungeert als een tussengastheer voor stekelhoofdwormen (Acanthocephala). Dit zijn wormachtige diertjes die parasiteren op vissen en vogels [12].

Om de verdere verspreiding van de Reuzenvlokreeft in Groot-Brittannië – waar hij in september 2010 voor het eerst werd waargenomen – in te perken, wordt aan vissers en watersporters gevraagd om hun materiaal vóór en na gebruik grondig te inspecteren en te reinigen. Verder wordt er verzocht om geen aas of water te verplaatsen tussen verschillende gebieden [32]. Met deze maatregel probeert Groot-Brittannië zich te beschermen tegen bijkomende economische schade die niet-inheemse soorten aanrichten.

Om te vermijden dat deze en andere soorten op nog meer plaatsen zouden worden geïntroduceerd via het ballastwater van internationale scheepvaart, is sinds 2017 het Internationaal Verdrag voor de controle en het beheer van ballastwater en sedimenten van schepen van kracht (zie **Inleiding**) [36]. Een ballastwateruitwisseling op zee, die bij voorkeur voorbij de 200 zeemijl van het vasteland moet plaatsvinden, kan de overdracht van schadelijke organismen naar de haven van bestemming beperken. Eventuele zoetwaterorganismen in het ballastwater worden zo in het zoute water geloosd en sterven. Het ballastwater wordt dan op zee opnieuw aangevuld met zout water. Omdat vele soorten wisselende zoutgehaltes tolereren, is deze maatregel echter niet altijd even efficiënt.

Specifieke kenmerken

De Reuzenvlokreeft is – zoals zijn naam doet vermoeden – één van de grootste zoetwater vlokreeftsoorten, zeker in vergelijking met onze inheemse soorten. Mannetjes zijn gemiddeld 1 tot 2 cm in lengte, met een maximum van 3 cm, terwijl vrouwtjes iets kleiner zijn [13]. Exemplaren van deze soort kunnen één van de volgende vier verschillende tekenpatronen op hun lichaam hebben: een gestreept, een gespot, een egaal gekleurd patroon, of met enkel strepen op de rug. Elk van deze patronen kan in een variatie van kleuren voorkomen, gaande van oranje-geel tot bruin-zwart [37].

Daarnaast hebben Reuzenvlokreeften grote gnathopoden – een paar kopaanhangsels met haken aan het uiteinde – en sterk ontwikkelde monddelen. Heel kenmerkend is de aanwezigheid van kegelvormige uitsteeksels (tuberkels) bovenop de 'staart' [38].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894). http://www.marinespecies.org/berms/aphia.php?p=taxdetails&id=148586 (2024-10-18).

[2] Grabowski, M.; Barcela, K.; Wattier, R. (2007). *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Crustacea, Amphipoda) colonizes next alpine lake – Lac du Bourget, France. Aquat. Invasions 2(3): 268-271. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207880]

[3] Messiaen, M.; Lock, K.; Gabriels, W.; Vercauteren, T.H.; Wouters, K.; Boets, P.; Goethals, P.L.M. (2010). Alien macrocrustaceans in freshwater ecosystems in the eastern part of Flanders (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 30-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206040]

[4] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[5] Van den Bossche, J.P. (2001). First record of the Pontocaspian invader *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Poychaeta: Ampharetidae) in the river Meuse (Belgium). Belg. J. Zool. 131(2): 183-185. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37613]

[6] Josens, G.; Bij de Vaate, A.; Usseglio-Polatera, P.; Cammaerts, R.; Chérot, F.; Grisez, F.; Verboonen, P.; Vanden Bossche, J.P. (2005). Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. Hydrobiologia 542(1): 203-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207710]

[7] Vercauteren, T.H.; De Smedt, S.; Warmoes, T.; Goddeeris, B.; Wouters, K. (2005). Drie nieuwe Ponto-Kaspische inwijkelingen dringen door tot in kanalen in de provincie Antwerpen: De zoetwaterpolychaet *Hypania invalida* (Grube, 1860) en, voor het eerst in België, de platworm *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu, 1949) en de Donaupissebed *Jaera istri* Veuille, 1979., in: Nieuwborg, H. Natuurstudie in de provincie Antwerpen. Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANKONA) Jaarboek 2003: Antwerpen, Belgium: pp. 83-97. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206031]

[8] Vercauteren, T.H.; Sablon, R.; Wouters, K. (2006). Exotische ongewervelden in vijvers en grachten van het Provinciaal Groendomein Prinsenpark in Retie: een eerste bilan, in: Nieuwborg, H. et al. Natuurstudie in de provincie Antwerpen: Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANKONA) Jaarboek 2004-2005. Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANOKA): Antwerpen, Belgium: pp. 27-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206260]

[9] Hebbelinck, L. (2010). Monitoring van exotische macro-invertebraten in de Vlaamse havens. MSc Thesis. Universiteit Gent, Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen: Gent. 87 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197447]

[10] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Shifts in the gammarid (Amhipoda) fauna of brackish polder waters in Flanders (Belgium). J. Crust. Biol. 31(2): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211034]

[11] Rewicz, T.; Wattier, R.; Grabowski, M.; Rigaud, T.; Bącela-Spychalska, K. (2015). Out of the Black Sea: Phylogeography of the Invasive Killer Shrimp *Dikerogammarus villosus* across Europe. PloS one 10(2): 267-288. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296746]

[12] Bij de Vaate, A.; Jazdzewski, K.; Ketelaars, H.A.M.; Gollasch, S.; van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(7): 1159-1174. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127047]

[13] Naylor, M. (2006). Alien species in Swedish seas: Killer shrimp (*Dikerogammarus villosus*). Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Sweden. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207013]

[14] Noordhuis, R.; Van Schie, J.; Jaarsma, N. (2009). Colonization patterns and impacts of the invasive amphipods *Chelicorophium curvispinum* and *Dikerogammarus villosus* in the IJsselmeer area, The Netherlands. Biol. Invasions 11(9): 2067-2084. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207071]

[15] Devin, S.; Beisel, J.N. (2006). *Dikerogammarus villosus*. Delivering Alien Invasive Species for Europe (DAISIE). 3 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207875]

[16] Casellato, S.; La Piana, G.; Latella, L.; Ruffo, S. (2006). *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Crustacea, Amphipoda, Gammaridae) for the first time in Italy. Ital. J. Zoolog. 73 (1): 97-104. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207869]

[17] Pöckl, M. (2009). Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. Biol. Invasions 11(9): 2021-2024. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207952]

[18] MacNeil, C.; Platvoet, D.; Dick, J.D.A.; Fielding, N.; Constable, A.J.; Hall, N.; Aldridge, D.; Diamond, M. (2010). The Ponto-Caspian 'killer shrimp', *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles. Aquat. Invasions 5(4): 441-445. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207868]

[19] Constable, D.; Fielding, N. (2011). *Dikerogammarus villosus*: An Anglian Perspective. In Pract. 72: 9-11. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296754]

[20] Arundell, K.; Dunn, A.; Alexander, J.; Shearman, R.; Archer, N.; Ironside, J.E. (2015). Enemy release and genetic founder effects in invasive killer shrimp populations of Great Britain. Biol. Invasions 17(5): 1439-1451. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296747]

[21] Ricciardi, A.; Ramsmussen, J.B. (1998). Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 55(7): 1759-1765. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=184855]

[22] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[23] Dick, J.T.A.; Platvoet, D.; Kelly, D.W. (2002). Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(6): 1078-1084. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=27715]

[24] Rewicz, T.; Grabowski, M.; MacNeil, C.; Bącela-Spychalska, K. (2014). The profile of a 'perfect' invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. Aquat. Invasions 9(3): 267-288. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299358]

[25] Crosier, D.; Molloy, D.P. (2006). Killer Shrimp - *Dikerogammarus villosus*. New York State Museum: New York. 5 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208440]

[26] Boets, P.; Lock, K.; Messiaen, M.; Goethals, P.L.M. (2010). Combining data-driven methods and lab studies to analyse the ecology of *Dikerogammarus villosus*. Ecological Informatics 5(2): 133-139. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201802]

[27] Platvoet, D.; van der Velde, G.; Dick, J.T.A.; Li, S. (2009). Flexible omnivory in *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Amphipoda) - Amphipod Pilot Species Project (AMPIS) Report 5. Crustaceana (82): 6. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207885]

[28] Mayer, G.; Maier, G.; Maas, A.; Waloszek, D. (2008). Mouthparts of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda: Pontogammaridae). J. Crust. Biol. 28(1): 1-15. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208342]

[29] Kobak, J.; Jermacs, Ł.; Płąchocki, D. (2014). Effectiveness of zebra mussels to act as shelters from fish predators differs between native and invasive amphipod prey. Aquat. Ecol. 48(4): 397-408. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296748]

[30] Jermacz, L.; Dzierzynska-Bialonczyk, A.; Kobak, J. (2017). Predator diet, origin or both? Factors determining responses of omnivorous amphipods to predation cues. Hydrobiologia 785(1): 173-184. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296749]

[31] Boets, P. (2013). Impact assessment of alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). PhD Thesis. Ghent University: Gent. 209 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=224013]

[32] van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Kelleher, B.; Muskó, I.; Bij de Vaate, A. (2000). Ecological impact of crustacean invaders: general considerations and examples from the Rhine River, in: von Vaupel Klein, J.C. et al. The Biodiversity Crisis and Crustacea: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998, volume 2. Crustacean Issues, 12. A.A. Balkema: Rotterdam, Brookfield: pp. 3-33. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207016]

[33] Dick, J.T.A.; Platvoet, D. (2000). Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. Proc. Royal Soc.m Biol. Sci. 267(1447): 977-983. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208441]

[34] Pellan, L.; Médoc, V.; Renault, D.; Spataro, T.; Piscart, C. (2015). Feeding choice and predation pressure of two invasive gammarids, *Gammarus tigrinus* and *Dikerogammarus villosus*, under increasing temperature. hydrobiologia 781(1): 43-54. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296753]

[35] Hellmann, C.; Schöll, F.; Worischka, S.; Becker, J.; Winkelmann, C. (2017). River-specific effects of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) on benthic communities. Biol. Invasions 19: 381-398. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296752]

[36] Verleye, T.J.; Pirlet, H.; Lescrauwaet, A.-K.; Maes, F.; Mees, J. (2015). Vademecum: Mariene beleidsinstrumenten en wetgeving voor het belgisch deel van de Noordzee. Vlaams Instituut voor de Zee: Oostende. 128 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=233409]

[37] Devin, S.; Bollache, L.; Beisel, J.N.; Moreteau, J.C.; Perrot-Minnot, M.J. (2004). Pigmentation polymorphism in the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: some insights into its maintenance. J. Zool. 264(4): 391-397. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208396]

[38] Eggers, T.O.; Martens, A. (2001). Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands = A key to the freshwater Amphipoda (Crustacea) of Germany. Lauterbornia: Internationale Zeitschrift für Faunistik und Floristik des Süßwassers 42: 1-68. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312319]

Eriocheir sinensis

Chinese wolhandkrab

© Erni

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Eriocheir sinensis H. Milne Edwards, 1853 [1]

Deze krab met wollige scharen komt reeds sedert **1933** in België voor. De Chinese wolhandkrab *Eriocheir sinensis* is oorspronkelijk afkomstig uit het **Verre Oosten** en werd vermoedelijk meegebracht naar Europa als larve in **ballastwater** van schepen. Vanuit Duitsland heeft de soort zich verspreid doorheen Noord- en West-Europa. De Chinese wolhandkrab leeft voornamelijk in rivieren, maar trekt in de late zomer zeewaarts om te broeden in het brakke deel van riviermondingen. De wijfjes brengen de winter door in zee en komen in de lente terug naar het brakke deel van estuaria om er de larven in het water vrij te laten en verder te laten ontwikkelen tot juveniele krabbetjes. Later trekken deze dan weer geleidelijk de rivieren en kanalen op, waar ze hun levenscyclus voltooien.

Oorspronkelijke verspreiding

De Chinese wolhandkrab komt oorspronkelijk voor in rivieren en estuaria van Oost-Azië, van de Straat van Taiwan over China tot Noord-Korea [2,3].

Eerste waarneming in België

In 1933 werd de soort voor het eerst gerapporteerd ter hoogte van de Kruisschans, ten noorden van Antwerpen [4,5].

Verspreiding in België

Zowat overal aan de kust, in de Schelde en zijrivieren en in verschillende andere kanalen (zoetwater) in Vlaanderen komen Chinese wolhandkrabben voor [5]. De soort is in staat zich over land te verplaatsen, waardoor ze wijdverspreid in Vlaanderen worden aangetroffen [6].

Verspreiding in onze buurlanden

De Chinese wolhandkrab is waarschijnlijk vanuit het Verre Oosten met ballastwater in Europa geïntroduceerd. De eerste Europese waarneming dateert van 1912 in de Aller, een zijrivier van de Duitse Wezer [7]. Van daaruit verspreidde de Chinese wolhandkrab zich zowel naar de noordelijke als de zuidelijke delen van Europa.

Niet lang na de introductie in de Aller, was de Chinese wolhandkrab ook in de Elbe te vinden. Tussen 1927 en 1954 heeft deze krab zich vanuit Duitsland snel westwaarts verspreid doorheen de Noordzee en langs de kusten van het Engels Kanaal [8,9]. In 1954 bereikte de soort St-Malo in Normandië en verscheen de krab ook in de estuaria van de Gironde en de Loire (Golf van Biskaje). Vier jaar later, in 1958, werd de soort ook gerapporteerd in Hendaye, aan de Frans-Spaanse grens [9]. Sinds kort komt de soort ook voor tot in het zuiden van Spanje, in de Guidalquivir rivier [10], en in de Taag in Portugal [11]. De soort breidde zijn leefgebied via het Franse Canal du Midi ook verder uit naar het Mediterrane gebied, al lijkt de soort zich hier niet te kunnen vestigen [12,13].

De Chinese wolhandkrab migreerde vanuit Duitsland ook snel oostwaarts en bereikte in 1933 de Golf van Finland en in 1934 de Golf van Bothnia (Zweden). De soort verspreidde zich langs de Europese kusten aan een gemiddelde snelheid van 100 à 200 km per jaar (met pieksnelheden tot 500 km per jaar). De invasie van de Britse eilanden begon in 1973 vanuit de Theems en reikte in 2001 tot aan de rivier Tyne, Yorkshire en de Ierse kust [9].

Deze krab werd landinwaarts ook gemeld in Oostenrijk, Zwitserland, Tsjechië en Hongarije [8], en zelfs ver oostwaarts tot in de Kaspische Zee (Iran) [14] en Perzische Golf (Irak) [15]. Ook

tussenliggende gebieden als de Witte Zee [16], de Wolga rivier en de Zee van Azov (aan de Zwarte Zee) [17,18] behoren tot zijn huidige verspreidingsgebied.

Recent werd de Chinese wolhandkrab ook gevonden in rivieren aan de oost- en westkust van de Verenigde Staten en Canada [19]. Genetisch onderzoek toonde aan dat de introductie in de Baai van San Francisco (Californië) niet rechtstreeks vanuit het Verre Oosten gebeurde, maar vanuit een Europese bron [3].

Wijze van introductie

De soort is waarschijnlijk met ballastwater meegekomen vanuit het Verre Oosten naar Europa [11]. Andere mogelijkheden zijn dat de soort zich vasthechtte tussen de aangroei op scheepsrompen of dat de soort bewust geïntroduceerd werd voor menselijke consumptie [20].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze wateren

In de estuaria en rivieren die in de Noordzee uitmonden zijn er oorspronkelijk geen inheemse migrerende schaal- of schelpdieren (Brachyura) aanwezig, waardoor er weinig competitie voor de Chinese wolhandkrab was. De lange planktonische fase, brede tolerantie en grote migratiecapaciteit dragen bij tot het succes van de soort in onze contreien.

Door deze gunstige omstandigheden, weinig competitie en grote voedseltoevoer, groeiden de wolhandkrabpopulaties in de Duitse wateren in de jaren ‘30 tot ‘40 heel sterk. In de late jaren ‘40 daalden hun aantallen echter sterk door de verhoogde riviervervuiling die de prooien van de krabben deed verdwijnen. De Chinese wolhandkrab zelf tolereert echter zwaar vervuilde wateren. De krabbenpopulaties in Nederland en het Verenigd Koninkrijk vertoonden gelijkaardige evoluties, maar in mindere mate dan deze in Duitsland. Door de recente verbetering van de rivierwaterkwaliteit komen de krabben weer talrijk voor in de Europese rivieren.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De vrij in het water levende (pelagische) larven kunnen met de stromingen meeliften, waardoor deze krab snel de kusten van Europa kon koloniseren [21]. De kanalen faciliteren de verdere verspreiding naar de binnenwateren [9]. De Chinese wolhandkrabben kunnen ook over land migreren en koloniseren op deze manier andere rivierbekkens [22]. Mogelijk heeft scheepvaart ook de verdere verspreiding versterkt, aangezien de Chinese wolhandkrab zich tussen de aangroei op scheepsrompen (bv. in lege ‘schelpen’ van zeepokken) kan verstoppen [23].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Chinese wolhandkrab is opgenomen op de Unielijst van invasieve exoten (Verordening (EU) nr 1143/2014) waardoor een verbod geldt op het verhandelen, bezitten en uitzetten van de soort. EU-lidstaten dienen de soort op te sporen en te verwijderen, of in geval van gevestigde populaties, maatregelen te nemen om verdere verspreiding tegen te gaan.

De financiële impact van deze krabbensoort in Duitsland (sinds 1912) wordt geschat op 80 miljoen euro [23]. De Chinese wolhandkrabben zorgen immers voor schade aan de visserij door het stelen van aas, het opeten van vissen in netten en het beschadigen van visnetten. De krab vormt ook een bedreiging voor de kweekvis en zijn voedsel in installaties voor aquacultuur [7,22-24]. Verder kunnen grote aantallen Chinese wolhandkrabben bermen en dijken beschadigen door het graven van holen [25] en de watertoevoer van irrigatiesystemen en watervoorzieningssystemen blokkeren [23].

Deze krabben zijn generalistische alleseters of omnivoren en eten algen, viseieren, afval en verscheidene soorten ongewervelden, waaronder wormen en schelpdieren [7,25]. Ze kunnen door hun agressieve vraatzucht een bedreiging vormen voor de lokale flora en fauna [22] en concurreren met inheemse en geïntroduceerde rivierkreeftjes voor dezelfde niche [22,23]. Hierdoor behoort hij tot de top-100 van ergste invasieve soorten ter wereld. Daarnaast kan hij ook de gastheer zijn van de kreeftenpest, een ziekte die tevens tot deze top behoort omdat hij zeer dodelijk is voor rivierkreeften. Deze pest komt van nature voor in Noord-Amerika, waar de inheemse rivierkreeften zich mettertijd hebben kunnen aanpassen. Wanneer deze ziekte ergens anders toeslaat, bv. in Europa, kan hij er echter voor zorgen dat de gehele populatie rivierkreeften van het gebied uitsterft [26].

In zijn oorsprongsgebied (Azië) zijn Chinese wolhandkrabben dragers van de parasitaire platworm '*oriental lung fluke*' *Paragonimus westermani* [11]. Indien de krabben bij consumptie onvoldoende gekookt worden bestaat het risico dat deze parasieten ook de mens infecteren. De kans dat deze parasiet in Noord-Europa problemen veroorzaakt (zoals long- of neurologische ziekten) is echter klein, omdat een noodzakelijke tussengastheer in zijn cyclus (een slakkensoort) hier niet voorkomt [23].

Pogingen tijdens de voorbije decennia om zo veel mogelijk juveniele krabben te vangen terwijl deze stroomopwaarts migreren bleken tot voor kort onvoldoende efficiënt [20]. In de Kleine Nete te Grobbendonk werd in februari 2018 door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) in samenwerking met Universiteit Gent een krabbensleuf (val) geïnstalleerd waarin volgens persberichten tijdens het eerste anderhalf jaar ruim 1 miljoen krabben werden gevangen.

Een andere oplossing zou zijn om de krab aan te wenden als voedselbron voor de mens. De jacht op de krabben zou hun aantallen significant kunnen doen afnemen. In China wordt de Chinese wolhandkrab immers aanzien als een delicatesse, de soort wordt er

dan ook al langer verkocht op markten. Voornamelijk de vrouwelijke geslachtsklieren of gonaden worden sterk geapprecieerd.

Sinds kort echter beginnen ook de Europeanen de gastronomische geneugten van deze soort te ontdekken. Tot enkele jaren geleden was de Chinese wolhandkrab niet van commerciële betekenis maar werd het dier eerder als plaag gezien. Voor Nederlandse palingvissers blijkt deze krabbensoort nu een welgekomen extra bron van inkomsten, nu de palingbestanden in onze streken sterk achteruitgaan. Het gros van de gevangen wolhandkrabben wordt naar Italië en Tsjechië geëxporteerd. Veel vissers leveren tevens rechtstreeks aan Chinese restaurants in Nederland. Vooral de in Nederland wonende Chinezen en Thai doen de vraag naar wolhandkrabben stijgen. In 2003 was de opbrengst in Den Oever al 11 ton met een waarde van 36.000 euro, een jaar later 22 ton met een waarde van 83.600 euro [27]. In België is dergelijk officieel circuit (nog) niet voorhanden [28].

Doordat de Chinezen zoveel wolhandkrabben eten, vreest men voor overbevissing van de populatie in de Jangtsekiang rivier. In China wordt de Chinese wolhandkrab nu massaal gekweekt voor lokale consumptie (500.000 ton in 2005; 1,14 miljard dollar per jaar) [9]. De krabben worden ook gebruikt als aas voor het vissen op paling, in de productie van vismeel, voor meststof in de landbouw en in cosmetica producten [23].

Specifieke kenmerken

De Chinese wolhandkrab is eigenlijk geen echte mariene soort. Het is een zoetwatersoort die in de late zomer vanuit stromen, rivieren en kanalen naar estuaria trekt om er te broeden [7]. Soms komen ze zelfs uit het water om verder te trekken over land. Zo kunnen ze zich ook verplaatsen tussen verschillende rivierbekkens [22].

Na de paring trekken de eierdragende wijfjes verder zeewaarts en blijven de ganse winter in diep water op de bodem van estuaria en kustwateren. Een wijfje kan 250.000 tot 1 miljoen eitjes dragen. Pas in de lente gaan ze terug naar de brakke estuaria, waar de eitjes ontluiken tot larven [7]. De in het water zwevende (planktonische) larven blijven in het brakke water tot ze zich settelen en metamorfoseren tot kleine, juveniele krabbetjes. Deze trekken dan geleidelijk de rivier op naar het zoete water, waar ze hun levenscyclus voltooien. Niet alle individuen trekken de rivier op, sommige blijven ook het brakke water bewonen [25]. Na twee tot drie jaar zijn ze geslachtsrijp [2].

Chinese wolhandkrabben kunnen enorme afstanden afleggen. Men heeft ze in Praag aangetroffen, ongeveer 750 km stroomopwaarts in de Elbe. In China werden er exemplaren gerapporteerd op 1.300 km van de zee, in de Jangtsekiang rivier [22].

De Chinese wolhandkrab kun je gemakkelijk herkennen aan de bruine ‘wollen handschoenen’ op de scharen, vooral aanwezig bij de grotere mannetjes. De scharen hebben een witte tip. Het schild (carapax) is rond van vorm (3 tot 10 cm breed) en bevat

vier zijdelingse stekels (het vierde paar is zeer klein) en ze hebben een bultje tussen de ogen. De poten van een volwassen krab zijn over het algemeen meer dan twee keer zo lang als de carapax breed is.

Sinds 2003 is er echter een andere exotische krab opgedoken in onze contreien, die ook behaarde scharen heeft: de Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi*. Deze soort wordt echter minder groot en heeft een vierkante carapax zonder stekels tussen de ogen [29].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=107451 (2024-10-18).

[2] Adema, J.P.H.M. (1991). De krabben van Nederland en Belgie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum: Leiden. ISBN 90-73239-02-8. 244 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5876]

[3] Hänfling, B.; Carvalho, G.R.; Brandl, R. (2002). mt-DNA sequences and possible invasion pathways of the Chinese mitten crab. Mar. Ecol. Prog. Ser. 238: 307-310. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125094]

[4] Lestage, J.A. (1935). La présence en Belgique du Crabe chinois (*Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards). Ann. Soc. R. Zool. Bel. 66: 113-118. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113652]

[5] Wouters, K. (2002). On the distribution of alien non-marine and estuarine macro-crustaceans in Belgium. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72: 119-129. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=35968]

[6] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2019). Chinese Wolhandkrab - *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853. https://waarnemingen.be/species/16663/maps/?start_date=2019-06-08&interval=2592000&end_date=2019-07-08&map_type=grid10k (2019-07-09).

[7] Panning, A. (1939). The Chinese Mitten crab. Smithsonian Ann. Rep. 1938: 361-375. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125070]

[8] Herborg, L.M.; Rushton, S.P.; Clare, A.S.; Bentley, M.G. (2003). Spread of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in Continental Europe: analysis of a historical data set. Hydrobiologia 503: 21-28. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=58402]

[9] Herborg, L.M.; Rushton, S.P.; Clare, A.S.; Bentley, M.G. (2005). The invasion of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the United Kingdom and its comparison to continental Europe. Biological Invasions 7(6): 959-968. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121273]

[10] Cuesta, J.A.; González-Ortegón, E.; Rodriguez, A.; Baldó, F.; Vilas, C.; Drake, P. (2006). The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): Seasonal and inter-year changes in community structure. Hydrobiologia 557(1): 85-95. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117021]

[11] Cabral, H.N.; Costa, M.J. (1999). On the occurrence of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal (Decapoda, Brachyura). Crustaceana 72(1): 55-58. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125007]

[12] Petit, G. (1960). Le crabe chinois est parvenu en Méditerranée. Vie Milieu 11: 133-136. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125046]

[13] Galil, B.S.; Froglia, C.; Noël, P. (2002). CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean: 2. Crustaceans: decapods and stomatopods. CIESM Publishers: Monaco. ISBN 92-990003-2-8. 192 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=59207]

[14] Robbins, R.S.; Sakari, M.; Baluchi, S.N.; Clark, P.F. (2006). The occurrence of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from the Caspian Sea region, Iran. Aquat. Invasions 1(1): 32-34. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=97419]

[15] Clark, P.F.; Rainbow, P.S.; Robbins, S.M.; Smith, B.; Yeomans, W.E.; Thomas, M.; Dobson, G. (1998). The alien Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), in the Thames catchment. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 78(4): 1215-1221. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125099]

[16] Berger, V.J.; Naumov, A.D. (2002). Biological invasion in the White Sea, in: Leppäkoski, E. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. . Kluwer Academic: Dordrecht, The Netherlands: pp. 235-239. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40604]

[17] Murina, V.V.; A.G., A. (2001). Chinese Crab, *Eriocheir sinensis* is an invader into the basin of the Sea of Azov. Ekol. Morya 55: 37-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125031]

[18] Gomoiu, M.-T.; Alexandrov, B.; Shadrin, N.; Zaitsev, Y. (2002). The Black Sea: a recipient, donor and transit area for alien species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht, The Netherlands: pp. 341-350. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40614]

[19] Cohen, A.N.; Carlton, J.T. (1997). Transoceanic transport mechanisms: the indroduction of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* to California. Pac. Sci. 51(1): 1-11. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125012]

[20] DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2009). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht, The Netherlands. ISBN 978-1-4020-8279-5. xxviii, 399 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=134923]

[21] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[22] Rainbow, O.; Robbins, R.; Clark, P. (2003). Alien Invaders: Chinese mitten crabs in the Thames and spreading. Biologist 50(5): 227-230. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125078]

[23] Global Invasive Species Database (2005). *Eriocheir sinensis*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=38&fr=1&sts (2018-09-07).

[24] Rudnick, D.A.; Resh, V.H. (2002). A survey to examine the effects of the Chinese mitten crab on commercial fisheries in northern California. IEP Newsletter 15(1): 19-21. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125138]

[25] Rudnick, D.A.; Halat, K.H.; Resh, V.H. (2000). Distribution, Ecology and Potential Impacts of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*) in San Francisco Bay. Technical Completion Reports, 206. University of California Water Resources Center: Riverside, USA. 74 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=124525]

[26] Schrimpf, A.; Schmidt, T.; Schultz, R. (2014). Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (Aphanomyces astaci). Aquat. Invasions 9(2): 203-209. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297313]

[27] De Vleet. Ecomare (2007). Chinese wolhandkrab. http://www.zeeinzicht.nl/vleet/index.php?use_template=vleet_template.html&item=vleet&pageid=chinese-wolhandkrab.htm (2007-10-15).

[28] Breine, J. (2018). Persoonlijke mededeling.

[29] Soors, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

Gammarus tigrinus

Tijgervlokreeft

© Lodewijk Roelen

Lector
Pieter Boets

Wetenschappelijke naam
Gammarus tigrinus Sexton, 1939 [1]

De Tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus* is een soort die oorspronkelijk enkel voorkwam in **Noord-Amerika**. De soort werd in Europa geïntroduceerd via het **ballastwater** van transportschepen, zoals rond 1931 in Engeland en Ierland, maar werd in Duitsland (1957) en Nederland (1960) ook **opzettelijk geïntroduceerd**. In **1991** werd de Tijgervlokreeft voor het eerst in België waargenomen. Mogelijk gebeurde de introductie in België door natuurlijke verspreiding via de Maas, of onopzettelijk tijdens het uitzetten van vissen afkomstig uit Nederland in Belgische waterlopen. Het is een soort die voorkomt in zoete tot brakke milieus, waar hij zich vaak door toedoen van de mens snel kan verspreiden.

Oorspronkelijke verspreiding

De Tijgervlokreeft komt oorspronkelijk voor in brakke Noord-Amerikaanse waterlopen met zoutgehaltes van 1 tot 20 à 25 psu [2,3]. Zijn natuurlijk verspreidingsgebied reikt van de Saint Lawrence rivier in Quebec tot Florida. De soort komt algemeen of dominant voor op de bodem in intergetijdengebieden. Hij verkiest grote, stille of traag bewegende watermassa's [4] en bodems bedekt met riet, hard substraat of zand [2,3].

Eerste waarneming in België

Men heeft lang aangenomen dat het eerste kreeftje in België werd verzameld in de Grote Put van Ekeren (Antwerpen) in april 1996 [5]. Het Tijgervlokreeftje bleek echter al veelvuldig voor te komen in waterstalen uit 1991, afkomstig uit vier verschillende Kempense kanalen [6]. De aanwezigheid werd echter niet eerder vastgesteld omdat de stalen slechts gedetermineerd werden op genus-niveau. Hierdoor werd er geen onderscheid gemaakt met de inheemse vlokreeftjes, zoals *Gammarus duebeni* of *Gammarus pulex* [6].

Verspreiding in België

De Tijgervlokreeft wordt gekenmerkt door een brede zouttolerantie en komt in Vlaanderen voor in water met een zoutgehalte tussen 0,03 en 9,6 psu [7]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Deze zouttolerantie heeft er mee voor gezorgd dat het Tijgervlokreeftje tegenwoordig het meest algemene vlokreeftje in Vlaanderen is, waar het sinds 1999 in nagenoeg alle polderwaterlopen te vinden is [7-9]. In het studiegebied wordt de Tijgervlokreeft eveneens aangetroffen langsheen het kanaal Gent-Terneuzen en brakke polderwaterlopen [10]. Over de recente verspreiding (voorbije vijf jaar) zijn geen gegevens beschikbaar.

Verspreiding in onze buurlanden

Het Tijgervlokreeftje werd in 1931 ontdekt in de brakke Engelse waterlopen rond Droitwich en Coventry (nabij Birmingham). Deze exemplaren werden bovendien gebruikt om de soort officieel te beschrijven [11].

Op basis van getuigenissen van vissers uit Lough Neagh (Noord-Ierland) die beweerden dat vlokreeften hun netten beschadigden, vermoedden sommige wetenschappers dat deze soort al vóór 1931 in Ierland aanwezig was. In dat geval zou het Tijgervlokreeftje tijdens de Eerste Wereldoorlog via ballastwater van Amerikaanse schepen in de Ierse Bann rivier geïntroduceerd zijn. Vandaag domineert het Tijgervlokreeftje de Noord-Ierse waterlopen Lough Neagh, Lough Erne en de monding van de Bann rivier [4].

In 1957 werden Engelse exemplaren in Duitsland gekweekt en bewust uitgezet in de Duitse rivier de Wezer en haar bronrivier de Werra om er de door zoutvervuiling verdwenen inheemse vlokreeften te vervangen [3,12]. Deze Tijgervlokreeftjes trokken vanaf 1967 via de monding van de Wezer en de monding van de Eems op naar de Baltische Zee, waar ze sinds 1979 voorkomen [3,13]. De vlokreeft profiteert van het lage zoutgehalte in de Baltische zee. Sinds 2005 bezet het kreeftje er zowel het Wislahaf (het strandmeer tussen Polen en Rusland), de Bay of Puck als de Finse Golf [14]. *Gammarus tigrinus* werd voor het eerst in het noorden van de Baltische zee aangetroffen in 2003, waar het zijn verspreidingsgebied verder aan het uitbreiden is [20-24].

In Nederland kan men Tijgervlokreeftjes waarnemen sinds mei 1964. In de herfst van 1965 domineerden ze reeds het IJsselmeer en kwamen ze ook voor in het Veluwemeer en de binnenwateren van Noord-Holland [4,15,16]. Het centrum van het verspreidingsgebied viel samen met de locatie waar op 26 juli 1960 enkele tientallen Tijgervlokreeftjes – afkomstig uit Lough Neagh in Ierland – werden uitgezet (Kooizand (IJsselmeer), nabij Enkhuizen), nadat de experimenten erop waren beëindigd [15,16]. De wetenschappers gingen ervan uit dat de diertjes zich in het wild niet zouden kunnen voortplanten, aangezien ze dat ook niet deden in gevangenschap. Er werd vanuit gegaan dat enkele tientallen vlokreeftjes te weinig zouden zijn om aanleiding te geven tot een permanent gevestigde populatie [16]. Genetisch onderzoek bevestigde echter de Ierse oorsprong van de huidige Nederlandse Tijgervlokreeftpopulatie [3]. Bij verder onderzoek in de jaren '70 werden de Tijgervlokreeftjes aangetroffen in nagenoeg alle wateren in het zuiden en het oosten van het land en de brakke wateren aan de kustgebieden [3,12,17]. Vanaf 1984 begon men het Tijgervlokreeftje ook waar te nemen rond de eilanden Texel, Terschelling en Ameland [18]. De introducties van de niet-inheemse Kaspische slijkgarnaal *Chelicorophium curvispinum* en de Reuzenvlokreeft *Dikerogammarus villosus* in de Nederlandse Rijn, respectievelijk in 1987 en 1995, zorgen voor concurrentie met het Tijgervlokreeftje [19].

In Noord-Frankrijk werd het Tijgervlokreeftje voor het eerst gesignaleerd in 1991 in de Moezel, een zijrivier van de Rijn. Van daaruit verspreidde de soort zich snel naar de Seine, de Rhône (beiden in 1995) en de Loire (2003). In 2005 werden de Tijgervlokreeftjes ook aan de Zuid-Bretoense kust waargenomen.

Rekening houdend met de huidige verspreiding en de ecologische niche van het Tijgervlokreeftje, wordt voorspeld dat in Europa vooral de regio's rond de Middelandse en Zwarte Zee een groot risico inhouden voor de verdere verspreiding van deze soort. Door de intensieve handel met Noord-Amerika en Europa houden ook de kusten van Oost-Azië, Ivoorkust en Australië globaal gezien een hoog risico voor invasie in [25].

Wijze van introductie

De oorspronkelijke introductie in Europa vond reeds vóór 1931 plaats, allicht via het ballastwater van transportschepen [4]. Nadien hebben er eveneens opzettelijke introducties plaatsgevonden, zoals in Duitsland om de door vervuiling verdwenen inheemse vlokreeftjes te vervangen [12], of in Nederland, als resultaat van een foute inschatting van een wetenschapper, waarbij men dacht dat de soort niet in het wild kon overleven [15].

De manier waarop het Tijgervlokreeftje de Belgische wateren heeft bereikt, is tot op heden giswerk [26]. Mogelijk heeft de soort vanuit Nederland – via de Maas of het Zuidwillemsvaartkanaal – de Belgische waterlopen bereikt [5]. Voor de introductie in de Grote Put van Ekeren zijn er twee hypothesen. Mogelijk werd het Tijgervlokreeftje geïmporteerd samen met visuitzettingen uit Nederland. Volgens een alternatieve hypothese kan het ook zijn dat sportduikers of watervogels die kort tevoren in Nederlandse wateren gedoken hadden, deze niet-inheemse soort onbewust met zich meebrachten tijdens een volgende duik in de Grote Put van Ekeren [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Tijgervlokreeftje heeft een korte levenscyclus in vergelijking met onze inheemse soorten (de Brakwatervlokreeft *Gammarus duebeni* en *Gammarus zaddachi* [7]) en is al na anderhalve maand volwassen. Bovendien kunnen volwassen exemplaren zich tot 16 maal per jaar voortplanten en tijdens één seizoen dus verscheidene generaties produceren. Onze inheemse soorten hebben daarentegen tot zes maanden nodig om volwassen te worden. De eerste nieuwe generatie – die in de lente geboren wordt – kan zich dus ten vroegste in de herfst voortplanten. Tijdens de herfst zijn de temperaturen echter lager, waardoor de eieren langzamer tot ontwikkeling zullen komen. Bovendien hebben de exemplaren die in de lente al volwassen zijn, slechts één tot vier voortplantingscycli per jaar [12].

Daarnaast wordt de Tijgervlokreeft gekenmerkt door een grote zouttolerantie: bij optimale temperaturen kan de soort overleven in zoutgehaltes tussen tussen 0,3 en 11 psu [27]. Sommige wetenschappers stellen zelfs dat de soort zoutgehaltes tot 29,5 psu kan verdragen [12]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Ze zijn ook beter bestand tegen zuurstoftekort en wisselende temperaturen [28,29] in vergelijking met de twee inheemse soorten [7,12,17]. Tevens hebben Tijgervlokreeftjes minder moeite te overleven in vervuilde gebieden of gebieden die sterk beïnvloed zijn door menselijke activiteiten. Aangezien net deze gebieden steeds meer voorkomen, verkleint ook dit het relatieve succes van onze inheemse soorten [30].

Deze twee factoren – het snel kunnen voortplanten en de brede tolerantie voor omgevingsfactoren – zorgen ervoor dat het Tijgervlokreeftje, net als vele andere uitheemse soorten, zich gemakkelijk kan vestigen en gedijen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Dankzij zijn brede zouttolerantie kan het Tijgervlokreeftje zowel in zoete als brakke waterlopen overleven. Eerdere berichten die stellen dat deze soort zich niet in zeer zoet water kan voortplanten [12] worden betwist, aangezien de soort ook in zoet water massaal aangetroffen kan worden [31].

Deze brede zouttolerantie heeft mogelijk een belangrijke invloed gehad op het verspreidingspatroon van het Tijgervlokreeftje in Vlaanderen, waar het zoutgehalte van de waterlopen tijdens de afgelopen 20 jaar is afgenomen. Het Tijgervlokreeftje kwam steeds vaker en in grotere aantallen voor in waterlopen waar het zoutgehalte daalde. Sommige auteurs beweren dat de voornaamste oorzaak van de achteruitgang van inheemse populaties verband houdt met de daling in saliniteit, en in mindere mate het gevolg is van concurrentie met het Tijgervlokreeftje [7].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Na de introductie van de Tijgervlokreeft konden de inheemse vlokreeften in de Rijn, de Nederlandse waterlopen en de Baltische Zee zich moeilijker handhaven [12,17]. Het Tijgervlokreeftje heeft een competitief voordeel: ze kunnen zich sneller voortplanten en zijn beter bestand tegen een waaier aan omgevingsfactoren. Bovendien kan deze omnivoor zich voeden met kleinere inheemse vlokreeftsoorten [12, 14]. Aangezien predator-prooi relaties erg belangrijk zijn, heeft de komst van het Tijgervlokreeftje een grote impact op het ecosysteem. Niet alleen worden zijn prooien meer opgejaagd, ook ondervinden de oorspronkelijke jagers een afname in voedselaanwezigheid, waardoor de populaties achteruitgaan. Zo verspreid de invloed van slechts één soort zich over het gehele voedselweb van het ecosysteem [32].

Het Tijgervlokreeftje heeft zowel een positieve als een negatieve impact op de visserij. Na haar introductie in Duitsland en Nederland, werd de soort erg geapprecieerd als visvoeder [33]. Een nadeel is de schade aan visnetten die de Tijgervlokreeften geregeld aanbrengen [12,16].

Toen de Duitsers in 1957 Tijgervlokreeftjes in de Wezer rivier introduceerden brachten ze onbewust een ongewenste gast mee. Binnenin de Tijgervlokreeftjes hield zich immers de parasiet *Paratenuisentis ambiguus* verscholen. De parasiet leeft in palingen en gebruikt het Tijgervlokreeftje enkel om zijn voortplantingscyclus te vervolledigen [34]. Deze blijkt dan ook problemen te veroorzaken bij palingen in Duitse rivieren en meren.

Specifieke kenmerken

Het Tijgervlokreeftje is een relatief klein vlokreeftje (4 tot 11 mm) [35] en voedt zich voornamelijk via het filteren van organisch materiaal uit de waterkolom. Als omnivoor consumeert het zowel diertjes, planten, algen en dood organisch materiaal [14].

De naam *tigrinus* duidt op een wat donker streeppatroon bij net gevangen individuen. Dit streeppatroon verdwijnt echter snel als de dieren in formol of alcohol worden bewaard, waardoor het geen eenvoudige opdracht is om de kleinere exemplaren van andere vlokreeftjes te onderscheiden [5]. Tijdens de zomerfase zijn volledig volwassen mannelijke exemplaren te herkennen aan de aanwezigheid van gekroesde haren op hun antennes, poten en achterste uitsteeksels [11,16].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=102296 (2024-10-18).

[2] Kelly, D.W.; MacIsaac, H.J.; Heath, D.D. (2006). Vicariance and dispersal effects on phylogeographic structure and speciation in a widespread estuarine invertebrate. Evolution 60(2): 257-267. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205863]

[3] Kelly, D.W.; Muirhead, J.R.; Heath, D.D.; MacIsaac, H.J. (2006). Contrasting patterns in genetic diversity following multiple invasions of fresh and brackish waters. Mol. Ecol. 15(12): 3641-3653. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205876]

[4] Costello, M.J. (1993). Biogeography of alien amphipods occurring in Ireland, and interactions with native species. Crustaceana 65(3): 287-299. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205695]

[5] Vercauteren, T.; Wouters, K.; Van de Poel, D. (1999). Eerste melding van de Tijgervlokreeft (*Gammarus tigrinus* Sexton, 1939) in België. Berichten over macrofauna en biol. kwal. v. oppervlaktewateren in de Prov. Antwerpen 11: 1-9. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206084]

[6] Messiaen, M.; Lock, K.; Gabriels, W.; Vercauteren, T.H.; Wouters, K.; Boets, P.; Goethals, P.L.M. (2010). Alien macrocrustaceans in freshwater ecosystems in the eastern part of Flanders (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 30-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206040]

[7] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Shifts in the gammarid (Amhipoda) fauna of brackish polder waters in Flanders (Belgium). J. Crust. Biol. 31(2): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211034]

[8] Boets, P.; Brosens, D.; Lock, K.; Adriaens, T.; Aelterman, B.; Mertens, J.; Goethals, P.L.M. (2016). Alien macroinvertebrates in Flanders (Belgium). Aquat. Invasions 11(2): 131-144. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=285591]

[9] Boets, P.; Brosens, D.; Lock, K.; Adriaens, T.; Aelterman, B.; Mertens, J.; Goethals, P.L.M. (2016). Alien macro-invertebrates in Flanders, Belgium [https://www.gbif.org/dataset/3c428404-893c-44da-bb4a-6c19d8fb676a]

[10] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[11] Sexton, E.W. (1939). On a new species of *Gammarus* (*G. tigrinus*) from Droitwich Disctrict. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 23(2): 543-551. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205864]

[12] Pinkster, S.; Smit, H.; Brandse-de Jong, N. (1977). The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands and its competition with indigenous species. Crustaceana, Suppl. 4: 91-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206041]

[13] Gollasch, S.; Nehring, S. (2006). National checklist for aquatic alien species in Germany. Aquat. Invasions 1(4): 245-269. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142431]

[14] Grigorovich, I.A.; Kang, M.; Ciborowski, J.J.H. (2005). Colonization of the Laurentian Great Lakes by the amphipod *Gammarus tigrinus*, a native of the North American Atlantic Coast. J. Great Lakes Res. 31(3): 333-342. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206039]

[15] Nijssen, H.; Stock, J.H. (1966). The amphipod, *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, Introduced in the Netherlands (Crustacea). Beaufortia 13(160): 197-206. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206039]

[16] Stock, J.H.; Nijssen, H. (1967). De ingevoerde vlokkreeft, *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, krijgt vaste voet in Nederland. Het Zeepaard 27(1): 2-5. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115130]

[17] Szaniawska, A.; Lapucki, T.; Normant, M. (2003). The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 in Puck Bay. Oceanologia 45(3): 507-510. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[18] Pinkster, S.; Scheepmaker, M.P.C.; Platvoet, D.; Broodbakker, N. (1992). Drastic changes in the amhipod fauna (Crustacea) of Dutch inland waters during the last 25 years. Bijdr. Dierkd. 61(4): 193-204. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205909]

[19] Van Riel, M.C.; van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Marguillier, S.; Dehairs, F.; bij de Vaate, A. (2006). Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. Hydrobiologia 565(1): 39-58. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206042]

[20] Grabowski, M.; Konopacka, A.; Jazdzewski, K.; Janowska, E. (2006). Invasions of alien gammarid species and retreat of natives in the Vistula Lagoon (Baltic Sea, Poland). Helgol. Mar. Res. 60(2): 90-97. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=100420]

[21] Herkül, K.; Kotta, I.; Kotta, J.; Orav-Kotta, H. (2006). Effects of physical disturbance, isolation and key macrozoobenthic species on community development, recolonisation and sedimentation processes. Oceanologia 48S: 267-282. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296767]

[22] Paavola, M.; Laine, A.O.; Helavuori, M.; Kruafvelin, P. (2008). Profiling four brackishwater harbours: zoobenthic composition and invasion status. Boreal Env. Res. 13: 159-175. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296768]

[23] Kotta, J.; M., P.; T., K.; Lehtiniemi, M.; Malavin, S.A.; Reisalu, G.; Panov, V.E. (2013). Is a rapid expansion of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 associated with its niche selection: a case study in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. Aquat. Invasions 8(3): 319-332. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296769]

[24] Herkül, K.; Lauringson, V.; Kotta, J. (2016). Specialization among amphipods: The invasive *Gammarus tigrinus* has narrower niche space compared to native gammarids. Ecosphere 7(6). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296773]

[25] Ba, J.; Hou, Z.; Platvoet, D.; Zhu, L.; Li, S. (2010). Is *Gammarus tigrinus* (Crustacea, Amphipoda) becoming cosmopolitan through shipping? Predicting its potential invasive range using ecological niche modeling. hydrobiologia 649(1): 183-194. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296771]

[26] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[27] Savage, A.A. (1982). The survival and growth of *Gammarus tigrinus* Sexton (Crustacea: Amphipoda) in relation to salinity and temperature. Hydrobiologia 94: 201-212. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206054]

[28] Wijnhoven, S.; Van Riel, M.C.; Van der Velde, G. (2003). Exotic and indigenous freshwater gammarid species: physiological tolerance to water temperature in relation to ionic content of the water. Aquat. Ecol. 37(2): 151-158. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=58602]

[29] Lenz, M. (2011). Non-native marine invertebrates are more tolerant towards environmental stress than taxonomically related native species: results from a globally replicated study. Environmental Research 111: 943-952. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296776]

[30] Grabowski, M.; Bacela, K.; Konopacka, A. (2007). How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. Hydrobiologia 590(1): 75-84. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296783]

[31] Boets, P. (2019). Persoonlijke mededeling.

[32] Bailey, R.J.; Dick, J.T.; Elwood, R.W.; MacNeil, C. (2006). Predatory interactions between the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* and the native opossum shrimp *Mysis relicta*. J. N. Am. Benthol. Soc. 25(2): 393-405. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296789]

[33] Piscart, C.; Maazouzi, C.; Marmonier, P. (2008). Range expansion of the North American alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea: Gammaridae) in Brittany, France. Aquat. Invasions 3(4): 449-453. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205888]

[34] Køie, M. (1991). Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the european eel (*Anguilla anguilla*). J. Cons. - Cons. Int. Explor. Mer 47(3): 391-398. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135845]

[35] Naylor, M. (2006). Alien species in Swedish seas: *Gammarus tigrinus*. Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Sweden. 3 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207015]

Grandidierella japonica

Japans vlokreeftje

© Ton van Haaren

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Grandidierella japonica Stephensen, 1938 [1]

Het Japans vlokreeftje *Grandidierella japonica* komt van nature voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan** rond Japan. De soort werd via **oestertransport** in West-Europa geïntroduceerd en wordt allicht verder binnen Europa verspreid via de scheep- of pleziervaart. De eerste waarneming in België dateert van **2018**, toen het vlokreeftje in het Schelde-estuarium nabij Doel werd vastgesteld. De soort komt voor in modderig substraat in de intertidale of subtidale zone van brakwatersystemen, maar lijkt vooralsnog een beperkt voorkomen te hebben in België.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Japans vlokreeftje komt van nature voor in het zeegebied rond Japan, China en Korea [2,3].

Eerste waarneming in België

Het Japans vlokreefje werd op Belgisch grondgebied voor de eerste keer aangetroffen in het Schelde-estuarium op 18 april 2018 ter hoogte van de Paardenschor, nabij Doel [4].

Verspreiding in België

Het Japans vlokreeftje werd tijdens verschillende staalnamecampagnes met een bongonet (voortgetrokken over een totale afstand van 200 meter op een halve meter diepte) geregeld aangetroffen in de Zeeschelde sinds april 2018, maar het voorkomen beperkte zich enkel tot het meest stroomafwaarts (en dus het meest zoute) gelegen monitoringsstation ter hoogte van het Paardenschor (Doel). De geobserveerde aantallen waren steeds beperkt, en varieerden tussen 1 en 12 specimens [4]. Buiten het Paardenschor werd de soort binnen België enkel nog gevonden op het nabije Galgenschoor, deze keer in reguliere sedimentstalen, zowel intertidaal als hoog subtidaal. In november 2021 werd de soort ook vastgesteld in een subtidaal staal (genomen met een Van Veen-grijper) van de IJzermonding [5].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste melding van het Japans vlokreeftje buiten zijn natuurlijke habitat gebeurde in 1966 toen de soort werd waargenomen in San Francisco Bay (Californië - VS) [3]. Ondertussen wordt de soort algemeen teruggevonden in inter- en subtidale sedimenten van baaien en estuaria van het Pacifisch gebied, van British Columbia tot Mexico, alsook in Hawai en New South Wales (Australië) [6-11].

Dichter bij huis werd het Japans vlokreeftje in 1997 waargenomen in Zuidoost-Engeland, nabij Southampton, gevolgd door een observatie in 2007 in het Orwell estuarium [12-14]. Deze observaties betroffen de eerste waarnemingen buiten het Pacifisch gebied [15]. De eerste vermoedelijke observaties langsheen de kusten van het Europese vaste land vonden plaats tijdens een sampling campagne in de Baai van Marennes-Oléron (Baai van Biskaje – Frankrijk) in 2010. Omwille van identificatieproblemen duurde het tot 2012 vooraleer het voorkomen van de soort kon bevestigd worden in de regio, waarbij zo'n 70 individuen (inclusief broedende vrouwelijke exemplaren) werden verzameld [15]. De soort werd in hetzelfde jaar eveneens iets zuidelijker aangetroffen in de Baai van Arcachon, nabij

Bordeaux [16]. Nadien werd de soort nog aangetroffen in baaien en estuaria langsheen de Frans-Baskische kust (2015, 2016, 2017) [17] en de zuidkust van Bretagne (2015; Golf van Morbihan) [18].

In 2013 werden zo'n 200 specimens gevangen in de meest brakke zones van de jachthaven van Viareggio (Noordwest-Italië), wat onmiddellijk de eerste observatie in het Middellandse Zeegebied betrof [19]. Daarnaast werd het vlokreeftje ook waargenomen langsheen de zuidkust van Zweden (2014) [20]. In 2017 werd het diertje ook in Nederland aangetroffen in de buurt van Amsterdam [2], gevolgd door waarnemingen in het Nederlandse deel van de Westerschelde in 2020 [4].

Wijze van introductie

De meest plausibele vector voor de introductie van het Japans vlokreeftje betreft de import van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* in de geïmpacteerde regio's [3,15,16]. Daarnaast kan een potentiële introductie via ballastwater of aangroei op scheepsrompen (als secundaire vector) niet uitgesloten worden [4,8,12,13,15,21]. Een secundaire verspreiding via pleziervaart wordt eveneens gesuggereerd, een stelling die bekrachtigd wordt door het voorkomen van het Japans vlokreeftje in de jachthaven van het Italiaanse Viareggio [19].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Niettegenstaande de soort zich geleidelijk verder verspreid over West-Europese baaien en estuaria zijn de observaties in België vooralsnog beperkt. De soort komt in hoofdzaak voor in modderig substraat in de intertidale of subtidale zone (tot maximaal 10 meter diepte) van brakwatersystemen [3,22], wat van het Schelde-estuarium en de IJzermonding geschikte habitats maakt. Het uniek osmoregulerend weefsel van de kieuwen zorgt ervoor dat het vlokreeftje kan gedijen in de sterk fluctuerende zoutgehaltes van estuaria [23]. Zo wist in een studie rond de doeltreffenheid van zoutoplossingen als aanvullende behandeling voor het uitroeien van halotolerante soorten in ballastwater maar liefst 65% van de Japanse vlokreeftjes 48 uur te overleven bij 45 psu [24]. Dit maakt dat de soort eveneens gevestigde populaties weet te vormen in baaien met zoutgehaltes van 34-35 psu [25].

Ondanks het feit dat de soort veelal wordt gelinkt aan modderige substraten werd het vlokreeftje reeds waargenomen in diverse habitats, zoals rotsachtige omgevingen en getijdenpoelen op vast gesteente langsheen de Noord-Amerikaanse oostkust [25], in zeegrasvelden in de Baai van Arcachon (Frankrijk) [16] en in riffen van de niet-inheemse Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus* in de jachthaven van Viareggio (Italië) [19]. In de IJzermonding werd één exemplaar aangetroffen in een rif van de inheemse schelpkokerworm *Lanice conchilega* [5].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De levenscyclus van de meeste amphipoden wordt gekenmerkt door een directe ontwikkeling zonder een larvaal stadium [26], waardoor het over grote afstanden passief meeliften op zeestromingen als secundair verspreidingsmechanisme hier niet aan de orde is.

De invloed van saliniteit als beperkende factor op de verdere verspreiding van de soort is nog enigszins onduidelijk. Daar waar het Japans vlokreeftje veelal wordt gerapporteerd in brakwatermilieus en het zoutgehalte ook een voorname rol leek te spelen in het voorkomen van de soort in de jachthaven van Viareggio (Italië) [19], lijkt deze variabele minder van belang in andere regio's [25].

In verschillende regio's wordt het Japans vlokreeftje samen met de niet-inheemse Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus* geobserveerd [2,19,27]. Deze kalkkokerwormen vormen vaak riffen van aan elkaar gegroeide kalkbuizen. Of er ook in het Noordzeekanaal en in het Schelde-estuarium een verband is tussen beide soorten, is onderwerp voor nadere studie. Mogelijk prederen de Japanse vlokreeftjes op de kokerworm en/of maken ze gebruik van de gangen om in te wonen [2].

Pollutie, en meer specifiek verhoogte metaalconcentraties, lijkt een negatieve invloed te hebben op het voorkomen van het Japans vlokreeftje [12,13]. Daarnaast werd de soort ook gebruikt voor toxiciteitstesten [28,29].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het voorkomen van het Japans vlokreeftje kan potentiël nadelig effecten hebben op de inheemse fauna via habitatmodificatie (graven), predatie, en competitie voor ruimte en voedsel [10,22,30-32]. Maar aangezien de soort slechts zeer lokaal in lage concentraties werd aangetroffen op Belgisch grondgebied [4] vallen er nog geen nadelige effecten gerelateerd met het voorkomen van het Japans vlokreeftje vast te stellen of te verwachten.

Er werden op heden nog geen maatregelen genomen om de soort te bestrijden.

Specifieke kenmerken

De mannelijke vlokreeftjes kunnen tot 22 mm lang worden, terwijl de vrouwelijke individuen een maximale lengte hebben van 13 mm [3,9,26]. Levende diertjes hebben een donkere kop, met een zilverwit, grijs tot grijsbruin lichaam [2,3]. De in Nederland aangetroffen exemplaren vertoonden vooral op de rugzijde een dicht patroon van grijsbruine of meer paarsbruine vlekjes [2]. Het lichaam is slank en zijdelings wat afgeplat. Volgende kenmerken typeren

de mannenlijke exemplaren: (i) de eerste schaarpoot heeft 18 tot 20 ribbels, die mogelijk gebruikt worden om geluid mee te maken (stridulatie); (ii) op de schaarpoot zitten behalve een wat grotere stekel, ook twee aanvullende, kleinere stekels; (iii) van de drie paar achterste zwempoten (uropoden) is de derde onvertakt (bij de overige verwante soorten is deze vertakt). Vrouwelijke exemplaren zijn veel moeilijker te herkennen [2]. Een uitgebreide soortbeschrijving is terug te vinden in de literatuur [26,33].

De soort graaft U-vormige gangen in modderig substraat van baaien en estuaria waarin een mannelijk en vrouwelijk exemplaar vaak samen worden aangetroffen. Mannelijke exemplaren worden bij laag tij ook geobserveerd buiten de gangen in getijdenpoelen [3]. Het vlokreeftje is een detritivoor (detritus-eter) die zich voedt met epifyten en zwevende deeltjes, maar staat ook bekend als een predator van amfipoden en zelfs soortgenoten (kannibalisme) [22,26].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=238740 (2024-10-18).

[2] van Haaren, Ton.; de Bruyne, R. (2018). Nieuwe exoot: Japanse vlokreeftjes in het Noordzeekanaal. Nature Today. 22 april 2018. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=24294

[3] Chapman, J.W.; Dorman, J.A. (1975). Diagnosis, systematics, and notes on *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Gammaridea) and its introduction to the Pacific Coast of the United States. Bull. South. Calif. Acad. Sci. 74(3): 104-108. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381623]

[4] Soors, J.; de Beukelaer, J.; Bezdenjesnji, O.; Buerms, D.; Lefranc, C.; Speybroeck, J.; Van de Meutter, F. (2022). Two new alien crustacean invaders *Grandidierella japonica* (Stephensen, 1938) and *Neomysis americana* (S.I. Smith, 1873) in Belgium. Bioinvasions Records 11(3): 747-757. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=355791]

[5] Soors, J. (2024). Persoonlijke mededeling.

[6] Greenstein, D.J.; Tiefenthaler, L.L. (1997). Reproduction and population dynamics of a population of *Grandidierella japonica* (Stephensen) (Crustacea: Amphipoda) in Upper Newport Bay, California. Bull. South. Calif. Acad. Sci. 96(1): 34-42. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381624]

[7] Okolodkov, Y.B.; Bastida-Zavala, R.; Ibanez, A.L.; Chapman, J.W.; Suárez-Morales, E.; Pedroche, F.F.; Gutiérrez-Mendieta, F.J. (2007). Especies acuáticas no indígenas en México. Ciencia y Mar 11: 29-67. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381625]

[8] Coles, S.L.; DeFelice, R.C.; Eldredge, L.G.; Carlton, J.T. (1999). Historical and recent introductions of non-indigenous marine species into Pearl Harbor, Oahu, Hawaiian Islands. Mar. Biol. (Berl.) 135(1): 147-158. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381306]

[9] Myers, A.A. (1981). Taxonomic studies on the genus *Grandidierella* Coutière (Crustacea, Amphipoda). III. Fijian, Australian and Saudi Arabian species. Bull. Mus. Natl. Hist. Nat., Sect. A Zool. Biol. Ecol. Anim. 4e série, tôme 3(1): 213-226. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381626]

[10] Pilgrim, E.M.; Blum, M.J.; Reusser, D.A.; Lee, H.; Darling, J.A. (2013). Geographic range and structure of cryptic genetic diversity among Pacific North American populations of the non-native amphipod *Grandidierella japonica*. Biological Invasions 15(11): 2415-2428. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381307]

[11] Muir, D.G. (1997). New records of peracarid Crustacea in Hawaii (Crustacea: Peracarida). Bishop Museum Occasional Papers 49: 50-54. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381627]

[12] Smith, P.; Perrett, J.; Garwood, P.; Moore, G. (1999). Two additions to the UK marine fauna: *Desdemona ornata* Banse, 1957 (Polychaeta, Sabellidae) and *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda, Gammaridea). Porcupine Newsletter 2: 8-11. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381628]

[13] Ashelby, C. (2006). Records of the introduced amphipod *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea: Aoridae) from the Orwell Estuary, Suffolk. Suffolk Natural History 42: 48-54 [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=353937]

[14] Noël, P.Y. (2011). Checklist of cryptogenic and alien Crustacea of the European Atlantic coast, in: Galil, B.S. et al. (Ed.) In the wrong place - alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 6: pp. 345-375 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=205529]

[15] Jourde, J.; Sauriau, P.-G.; Guenneteau, S.; Caillot, E. (2013). First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) from mainland Europe. Bioinvasions Records 2(1): 51-55. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=353930]

[16] Lavesque, N.; Gouillieux, B.; de Montaudouin, X.; Bachelet, G.; Bonifacio, P.; Simonet, E. (2014). Premier signalement de l'espèce introduite *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) dans le bassin d'Arcachon. An Aod III(1): 11-19. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381629]

[17] Foulquier, C.; Bogun, F.; Gouillieux, B.; Lavesque, N.; Blanchet, H. (2018). First record of the non-native species *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) along the French Basque coast. An Aod VI(1): 17-25. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381630]

[18] Droual, G., Le Garrec, V., Cabelguen, J., Gélinaud, G. & Grall, J., 2017. The spread goes on: the non-indigenous species *Grandidierella japonica* Stephensen 1938 (Amphipoda: Aoridae) has reached Brittany (Gulf of Morbihan). An aod - les cahiers naturalistes de l'Observatoire marin, V (1), pp. 21–29. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=353932]

[19] Marchini, A.; Ferrario, J.; Nasi, E. (2016). Arrival of the invasive amphipod *Grandidierella japonica* to the Mediterranean Sea. Marine Biodiversity Records 9(1): 38. https://dx.doi.org/10.1186/s41200-016-0049-y [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=353927]

[20] Berggren, M.S. (2015). Nya kräftdjur påträffade i Sverige – *Grandidierella japonica* och *Rhithropanopeus harrisii*. Fauna Flora 110(1): 20-23. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391065]

[21] Carlton, J.T.; Eldredge, L.G. (2009). Marine bioinvasions of Hawai'i. Bishop Museum Press: Honolulu. ISBN 978-1-58178-096-3. 202 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391067]

[22] Chapman, J.W. (2007). Gammaridea, in: Carlton, J.T. (Ed.) The Light and Smith Manual. Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon, Completely Revised and Expanded. pp. 545-618. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391072]

[23] Kikuchi, S.; Matsumasa, M. (1993). The osmoregulatory tissue around the afferent blood vessels of the coxal gills in the estuarine amphipods, *Grandidierella japonica* and *Melita setiflagella*. Tissue Cell 25(4): 627-638. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381417]

[24] Santagata, S.; Bacela, K.; Reid, D.F.; Mclean, K.A.; Cohen, J.S.; Cordell, J.R.; Brown, C.W.; Johengen, T.H.; Ruiz, G.M. (2009). Concentrated sodium chloride brine solutions as an additional treatment for preventing the introduction of nonindigenous species in the ballast tanks of ships declaring no ballast on board. Environ. Toxicol. Chem. 28(2): 346-353. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381418]

[25] Trott, T.; Lazo-Wasem, E.; Enterline, C. (2020). *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) in the Northwest Atlantic Ocean. Aquat. Invasions 15(2): 282-296. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381252]

[26] (2016). *Grandidierella japonica*: A brackish water amphipod, in: Hiebert, T.C. et al. Oregon estuarine invertebrates: Rudys' illustrated guide to common species. pp. 278-281. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=353935]

[27] Wasson, K.M.; Zabin, C.J.; Bedinger, L.; Diaz, M.C.; Pearse, J.S. (2001). Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. Biol. Conserv. 102: 143-153 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=140750]

[28] Nipper, M.G.; Greenstein, D.J.; Bay, S.M. (1989). Short- and long-term sediment toxicity test methods with the amphipod *Grandidierella japonica*. Environ. Toxicol. Chem. 8(12): 1191-1200. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381308]

[29] Black, A.; Bott, G. (2005). CSBP ecotoxicity project: direct toxicity assessment using resident species. Parsons Brinckerhoff: Australia. 49 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391066]

[30] Myers, A.A. (1970). Taxonomic studies on the genus *Grandidierella* Coutière (Crustacea: Amphipoda), with a description of *G. dentimera*, sp.nov. Bull. Mar. Sci. 20(1): 135-147. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381309]

[31] Barnard, J.L.; Sandved, K.; Thomas, J.D. (1991). Tube-building behavior in *Grandidierella*, and two species of *Cerapus*. Hydrobiologia 223(1): 239-254. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381310]

[32] Greenstein, D.J.; Tiefenthaler, L.L. (1997). Reproduction and population dynamics of a population of *Grandidierella japonica* (Stephensen) (Crustacea: Amphipoda) in Upper Newport Bay, California. Bull. South. Calif. Acad. Sci. 96(1): 34-42. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381624]

[33] Zettler, M.L., Zettler, A. (2017). Marine and freshwater Amphipoda from the Baltic Sea and adjacent territories. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 83. ConchBooks: Harxheim. ISBN 978-3939767749. 845 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393470]

Hemigrapsus sanguineus

Blaasjeskrab

© Filip Nuyttens

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam
Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835) [1]

De Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* kwam oorspronkelijk enkel voor in de **Noordwest-Pacifische regio**, maar werd via schepen – in **ballastwater of vastgehecht op de romp** – naar Europa gebracht. De soort werd voor het eerst in Europa waargenomen in 1999, in Frankrijk en Nederland. In **2006** is de krab ook in België waargenomen, in Knokke-Heist en Nieuwpoort. De Blaasjeskrab en de verwante Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* zijn heel talrijk aanwezig langs onze kust, zowel in het intergetijdengebied als dieper in zee. Er bestaat geen twijfel dat deze exoten onze plaatselijke systemen beïnvloeden, hoewel er nog geen sluitende studies zijn. Het zijn beiden predatoren van allerlei ongewervelden en ze treden in competitie met de inheemse krabbenfauna.

Oorspronkelijke verspreiding

De Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* leefde oorspronkelijk enkel langs de Oost-Aziatische kusten, van het Russische eiland Sakhalin tot Hong Kong [2,3].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van de Blaasjeskrab in het studiegebied vond plaats op 13 augustus 2004, nabij Hoedekenskerke, in het Nederlandse deel van de Westerschelde. Hier werden op het ponton van de veerboot – tussen mosselen – drie Blaasjeskrabben aangetroffen [4]. In België werd op 20 juli 2006 – op een golfbreker in Knokke-Heist – voor het eerst een Blaasjeskrab gevangen door spelende kinderen: gewapend met geopende mosselen aan een touwtje, oogstten de kinderen 150 Strandkrabben *Carcinus maenas* en een vrouwelijke Blaasjeskrab [5].

Verspreiding in België

Sommige studies beweren dat de krab eerst werd geïntroduceerd langs de Belgische en Nederlandse kust [6,7]. Na de eerste waarneming op Belgisch grondgebied (in 2006) voorspelde men dat de Blaasjeskrab in de erop volgende jaren algemeen zou worden waargenomen aan de Belgische kust [5]. Dit werd bekrachtigd toen de soort een maand later op verschillende plaatsen in Nieuwpoort werd verzameld, zowel onder de rotsblokken van een strandhoofd, als op het westelijke staketsel [8]. In 2008 bleek de Blaasjeskrab inderdaad talrijk aanwezig over de hele kustlijn: de soort komt vooral voor in en rond havens – zoals in Nieuwpoort en Oostende – maar werd ook al waargenomen in de Oostendse Spuikom. Ook op de strandhoofden van Koksijde en Raversijde werd de soort al gezien, en zelfs langs de oevers van de Schelde is het geen onbekende [9].

Tegenwoordig is de Blaasjeskrab ook al te vinden rondom offshore (diep in zee) windmolenconstructies in het Belgisch deel van de Noordzee. In tegenstelling tot sommige andere uitheemse soorten, die snel de weg naar de windmolenparken vonden, duurde het voor de Blaasjeskrab na de constructie drie tot vier jaar vooraleer deze aangetroffen werd. Voorlopig komt de Blaasjeskrab uitsluitend op '*gravity-based foundations*' (GBFs) voor, omdat dit funderingstype het best de rotsachtige formaties benadert waarop de soort normaal gedijt [10]. Verder is deze krab zeer algemeen geworden op de Belgische golfbrekers, waar ze tegenwoordig talrijker voorkomt dan de Strandkrab *Carcinus maenas* [11].

Verspreiding in onze buurlanden

De Blaasjeskrab werd op Europees grondgebied ongeveer gelijktijdig in Frankrijk en Nederland gevonden. De eerste waarneming (twee mannelijke krabben) gebeurde op 21 augustus 1999 in de Nederlandse Oosterschelde. Acht dagen later werden in het Franse Le Havre voor het eerst Blaasjeskrabben gesignaleerd. Hier bleek de populatie al zo groot, dat men vermoedde dat de Blaasjeskrab al minstens sinds 1998 aanwezig was [12]. In Nederland duurde het tot april 2003 vooraleer er nieuwe exemplaren gesignaleerd werden, op de pier van de Hoek van Holland (aan de monding van de Maas, nabij Den Haag) [13]. Sinds 2004 wordt deze exoot regelmatig waargenomen in de Delta regio, vooral in de Ooster- en Westerschelde [4,13,14].

Ondertussen breidde de Blaasjeskrab zijn areaal in 2007 ook verder noordwaarts uit, tot in het zuidwesten van de Duitse Waddenzee [3,7]. Tegen 2008 had de Blaasjeskrab zich over grootste deel van de Franse zijde van het Engelse Kanaal verspreid [6]. In de Noordzee zou de krab zich, gezien het relatief warme Europese klimaat, verder kunnen verspreiden naar het noorden tot wel 60°N [3]. In 2014 werd de soort ook geobserveerd ter hoogte van de Engelse zuidkust [16].

De Blaasjeskrab is sinds augustus 2001 ook geïntroduceerd in de Middellandse Zee, meer specifiek langs de kusten van de Adriatische Zee [15]. Gezien dit tot op heden de enige waarneming betreft, lijkt de soort zich er niet permanent gevestigd te hebben [6]. Desalniettemin zijn er geen klimatologische of fysiologische barrières die een zuidwaardse migratie tegenhouden. De krab zou zich dus verder kunnen verspreiden naar de Middellandse Zee en de westkust van Noord-Afrika. In 2008 werd deze soort voor de eerste keer in de Zwarte Zee opgemerkt [17]. De Blaasjeskrab zal zich hier wellicht nooit kunnen vestigen, omdat ongunstige condities de verdere ontwikkeling van de larven verhinderen [17].

Wijze van introductie

Het is niet met zekerheid gekend hoe deze soort in Europa werd geïntroduceerd. Zoals bij vele soorten het geval is, kan ook deze soort onze kusten op verschillende wijzen hebben bereikt. Allicht werd de soort geïntroduceerd via het ballastwater van schepen [3]. Ook is het mogelijk dat juveniele Blaasjeskrabben – die zich in de aangroeilaag op de romp van transportschepen verstopt hebben – aan de basis stonden van enkele van de Europese populaties. Men vermoedt ook dat larven of juveniele krabben zich tussen de schelpen kunnen schuilhouden tijdens het transport van oesterbroed uit Japan. Het transport via schepen kan de eerste waarnemingen nabij grote internationale havens verklaren, terwijl oesterimport de introducties nabij oesterkwekerijen kan verklaren [10,15]. Ook kan men niet uitsluiten dat de soort onafhankelijke introducties gekend heeft, gebruik makend van verschillende transportvectoren. Dit was onder andere het geval ter hoogte van de westkust van de Verenigde Staten, waar meervoudige introducties werden aangetoond [18].

Een natuurlijke introductie via de Atlantische Oceaan vanuit de Verenigde Staten is echter onmogelijk. Onder optimale omstandigheden hebben de vrijlevende larven ongeveer dertig dagen nodig om zich tot krab te ontwikkelen, en deze ontwikkelingsperiode is gewoon te kort om de Atlantische oversteek te maken via zeestromingen [15].

Binnen Europa kan de soort zich vanuit reeds gevestigde populaties (bv. in Frankrijk) wel op natuurlijke wijze gaan uitbreiden naar omliggende gebieden, en dit zowel in noord- als zuidwaartse richting. Dit is misschien het geval voor de Belgische situatie, waar zowel een introductie vanuit Frankrijk als vanuit de Ooster- of Westerschelde tot de mogelijkheden behoort [5,12].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Blaasjeskrabben vind je vooral tussen rotsen, op strandhoofden en pieren. De talrijk aanwezige strandhoofden en pieren aan de Belgische kust werken de lokale verspreiding verder in de hand [5, 19].

De Blaasjeskrab leeft in het intertidaal, i.e. de zone tussen de laag- en hoogwaterlijn. Af en toe worden exemplaren teruggevonden in open water, maar dan steeds dichtbij de kust. De soort neemt echter ook de zone in boven de hoogwaterlijn (de 'spatzone' of het 'hoog littoraal') [2,20]. Deze spatzone komt enkel bij springtij en stormen onder water te staan. Het is een gebied vol gevaren, althans vanuit het standpunt van een mariene krab: predatoren liggen er op de loer en er zijn grote schommelingen in temperatuur, zoutgehalte en vochtigheid. Er is echter geen enkele lokale krabbensoort die in deze zone vertoeft en de Blaasjeskrab kent er dan ook geen competitie [10,20]. De krabben dringen meestal niet diep door in estuaria [3]. Verder stelt *Hemigrapsus sanguineus* weinig eisen aan zijn leefomgeving en kan de soort zich gemakkelijk aanpassen aan temperatuurschommelingen.

Observaties wijzen uit dat deze krab een generalistische predator is [3]. De Blaasjeskrab voedt zich voornamelijk met plantaardig materiaal, maar verorbert ook zeepokken, vlokreeftjes, pissebedden, borstelwormen en mosselen [2,20]. De soort predeert tevens op andere, kleinere krabben [3]. Strandkrabben die net een prooi bemachtigd hebben, worden vaak aangevallen door Blaasjeskrabben. Ze gaan de Strandkrabben niet te lijf met hun scharen, maar verdrijven ze door stoten uit te delen met hun looppoten [21].

Niet alleen het gebrek aan competitie, maar ook het feit dat er in Europa geen parasieten voorkomen die de Blaasjeskrab infecteren, speelt in zijn voordeel [22]. Dit in tegenstelling tot de Strandkrab, die wel geteisterd wordt door een parasiet, gekend als het Krabbenzakje *Sacculina carcini* [2,5]. Krabben die met deze parasiet besmet zijn kunnen niet meer vervellen en zich niet meer voortplanten.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Vanuit gevestigde Europese populaties wordt een secundaire verspreiding in de hand worden gewerkt door natuurlijke processen (meeliften van larven op de zeestroming) en door de scheepvaart tussen de Europese havens [5,12].

De Blaasjeskrab produceert tot 40.000 eitjes per keer en kan tot drie broedsels per broedseizoen maken, wat bijdraagt tot de snelle verspreiding van de soort. De heersende temperatuur speelt hierbij wel een grote rol: in koud water is het voortplantingsseizoen namelijk korter, zijn er minder opeenvolgende broedsels en ontwikkelt de Blaasjeskrab zich ook trager. Het zoutgehalte speelt tevens een belangrijke rol in de ontwikkeling van de Blaasjeskrab. Een saliniteit onder de 25 psu verhindert immers de metamorfose van het laatste larvenstadium tot een volwassen krab [20], niettegenstaande volwassen krabben zoutgehaltes tot beneden de 10 psu kunnen verdragen [12]. Ter vergelijking: het zeewater in onze Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu.

(Potentiële) effecten en maatregelen

De voedsel- en omgevingsvereisten van de Blaasjeskrab overlappen in belangrijke mate met die van jonge Strandkrabben *Carcinus maenas*. Blaasjeskrabben schrikken er zelfs niet voor terug om jonge Strandkrabben aan te vallen en te prederen.

De Blaasjeskrab kan tevens in competitie treden met de – eveneens niet-inheemse – Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi*. Deze laatste is echter kleiner en heeft meer beschutting nodig, waardoor hij in sommige gebieden wel eens het onderspit zou kunnen delven [2,4]. De Penseelkrab zal echter niet helemaal verdwijnen, aangezien hij in de meer beschutte, slibrijkere regio's beter gedijt dan de Blaasjeskrab [23].

Verder wordt er geopperd dat *Hemigrapsus sanguineus* mogelijk een effect heeft op commerciële soorten zoals mosselen, oesters, strandgapers en wieren, door een overvloedige consumptie van deze soorten [22,24].

In de Verenigde Staten blijkt de Blaasjeskrab een lege niche te bewonen. Op de locaties waar hij het meest voorkomt, blijkt hij geen negatieve impact te hebben op de inheemse krabbenpopulaties. Integendeel, grote aantallen Blaasjeskrabben gaan er hand in hand met een hoge soortenrijkdom [25].

Er zijn tot nu toe geen maatregelen bekend om de invasie van de Blaasjeskrab in te perken, noch in Noord-Amerika, noch in Europa. Tevens is de soort reeds te verspreid zodat maatregelen niet meer effectief zullen zijn [11].

Specifieke kenmerken

De Blaasjeskrab heeft een bijna vierkant rugschild met een rood- tot donkerbruine kleur en lichtere groenachtige vlekken. De zijranden van het rugschild hebben drie tanden. Op de scharen zijn paarsrode vlekken aanwezig, terwijl op de andere poten afwisselend licht/donkere banden waar te nemen zijn. De mannetjes hebben tussen de vingers van hun scharen een blaasje, waar ze hun naam aan te danken hebben. Bij het vrouwtje zijn deze blaasjes echter niet aanwezig.

De mannetjes worden gemiddeld 4,3 cm breed, terwijl de vrouwtjes gemiddeld net geen 4 cm worden. Het rugschild wordt maximaal 5 cm breed [5].

De Blaasjeskrab lijkt sterk op de Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* en kan er gemakkelijk mee verward worden. De Penseelkrab heeft echter een meer effen kleurenpatroon en is eerder bruingroen, hoewel jonge exemplaren toch witte vlekken kunnen vertonen. De soorten kunnen ook van elkaar onderscheiden worden door hun grootte. Met een gemiddelde rugschildbreedte van 3,5 cm voor de mannetjes van de Penseelkrab is deze dus kleiner dan de Blaasjeskrab. Verder heeft de Penseelkrab geen rode vlekken op de bovenzijde van zijn scharen en bezit het mannetje een tuf haartjes waar bij de Blaasjeskrab het blaasje voorkomt [2,5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=158417 (2024-10-18).

[2] d'Udekem d'Acoz, C.; Faasse, M. (2002). De huidige status van *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) en *H. penicillatus* (De Haan, 1835) in de noordelijke Atlantische Oceaan, in het bijzonder in Nederland, met opmerkingen over hun biologie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Het Zeepaard 62(4): 101-115. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26193]

[3] Epifanio, C.E. (2013). Invasion Biology of the Asian Shore Crab *Hemigrapsus sanguineus*: A Review. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 441: 33-49. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=287904]

[4] Faasse, M. (2004). Opmars van de Blaasjeskrab (*Hemigrapsus sanguineus* De Haan, 1835) in Nederland. Het Zeepaard 64(5): 143-144. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=67531]

[5] d'Udekem d'Acoz, C. (2006). First record of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) in Belgium (Crustacea, Brachyura, Grapsoidea). De Strandvlo 26(3): 74-82. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=105154]

[6] Dauvin, J.-C.; Tous Rius, A.; Ruellet, T. (2009). Recent expansion of two invasive crabs species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. Aquat. Invasions 4(3): 120-465. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206505]

[7] Obert, B.; Herlyn, M.; Grotjahn, M. (2007). First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. WSN 33(1): 21-22. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206451]

[8] Nuyttens, F.; Versele, G.; Loones, M.-A. (2006). De aanwezigheid van de Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* en de Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* in Nieuwpoort-Bad. De Strandvlo 26(3): 113-115. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=105162]

[9] Kerckhof, F. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Degraer, S.; Brabant, R.; Rumes, B. (Ed.) (2013). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), Operational Directorate Natural Environment, Marine Ecology and Management Section: Brussels. ISBN 978-90-9027-928-2. 239 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=231864]

[11] D'Udekem d'Acoz, C. (2019). Persoonlijke mededeling.

[12] Breton, G.; Faasse, M.; Noel, P.; Vincent, T. (2002). A new alien crab in Europe: *Hemigrapsus sanguineus* (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). J. Crust. Biol. 22(1): 184-189. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25289]

[13] Campbell, S.; Nijland, R. (2004). De Blaasjeskrab, *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835), voor het eerst op het Nederlandse strand. Het Zeepaard 65(5): 151-152. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=76919]

[14] Nijland, R.; Faasse, M. (2005). Meer vindplaatsen van Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) in Nederland. Het Zeepaard 65(5): 151-152. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=76919]

[15] Schubert, C.D. (2003). The east Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (Brachyura: Varunidae) in the Mediterranean Sea: an independent human-mediated introduction. Sci. Mar. (Barc.) 67(2): 195-200. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=38548]

[16] Seeley, B.; Sewell, J.; Clark, P.F. (2015). First GB records of the invasive Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus* from Glamorgan, Wales and Kent, England. Marine Biodiversity Records 8(e102): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312321]

[17] Micu, D.; Niță, V.; Todorova, V. (2010). First record of the Japanese shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) (Brachyura: Grapsoidea: Varunidae) from the Black Sea. Aquat. Invasions 5. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297360]

[18] Blakeslee, A.M.H.; Kamakura, Y.; Onufrey, J.; Makino, W.; Urabe, J.; Park, S.; Keogh, C.L.; Miller, A.W.; Minton, M.S.; Carlton, J.T.; Miura, O. (2017). Reconstructing the Invasion History of the Asian shorecrab, *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan 1835) in the Western Atlantic. Mar. Biol. (Berl.) 164(3): 47. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300145]

[19] Lohrer, A.M.; Fukui, Y.; Wada, K.; Whitlatch, R.B. (2000). Structural complexity and vertical zonation of intertidal crabs, with focus on habitat requirements of the invasive Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 244: 203-217. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=39836]

[20] McDermott, J.J. (2000). Natural history and biology of the Asian Shore Crab *Hemigrapsus sanguineus* in the Western Atlantic: a review, with new information, in: Pederson, J. Marine bioinvasions: Proceedings of a conference January 24-27, 1999. MIT Sea Grant College Program, 00(2). pp. 193-199. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66936]

[21] Jensen, G.C.; McDonald, P.S.; Armstrong, D.A. (2002). East meets west: competitive interactions between green crab Carcinus maenas, and native and introduced shore crab *Hemigrapsus* spp. Mar. Ecol. Prog. Ser. 225: 251-262. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=36393]

[22] Global Invasive Species Database (2018). *Hemigrapsus sanguineus* http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=756 (2018-08-08).

[23] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[24] Tyrrell, M.C.; Harris, L.G. (2000). Potential impact of the introduced Asian Shore Crab, *Hemigrapsus sanguineus*, in northern New England: diet, feeding preferences and overlap with the Green crab, *Carcinus maenas*, in: Pederson, J. Marine bioinvasions: Proceedings of a conference January 24-27, 1999. MIT Sea Grant College Program, 00(2). pp. 208-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66942]

[25] Altieri, A.H.; Van Wesenbeeck, B.K.; Bertness, M.D.; Silliman, B.R. (2010). Facilitation cascade drives positive relationship between native biodiversity and invasion success. Ecology 91(5): 1269-1275. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206504]

Hemigrapsus takanoi

Penseelkrab (Borstelkrab)

© Jonas Mortelmans

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam

Hemigrapsus takanoi Asakura & Watanabe, 2005 [1]

Nadat bleek dat de krabbensoort *Hemigrapsus penicillatus* in Frankrijk wijdverspreid voorkwam, kreeg hij in 1998 de Nederlandse naam 'Borstelkrab', vanwege de borstelachtige beharing op zijn schaarpoten [2]. Na de eerste waarnemingen ervan in Nederland, in 2000, werd hij Penseelkrab gedoopt, afgeleid van de Latijnse soortnaam *penicillatus* [3]. Onder deze laatste naam werd de soort ook bekend in onze streken. Echter, in 2005 werden de twee vormen opgesplitst in twee verschillende soorten. De ene vorm behield de naam *Hemigrapsus penicillatus*, de andere vorm werd omgedoopt tot *Hemigrapsus takanoi*. De soortnaam *takanoi* verwijst naar de naam van de wetenschapper die deze vorm als eerste ontdekte [4]. Toen bleek dat *Hemigrapsus takanoi*, en niet *Hemigrapsus penicillatus*, de soort was die in Europa werd geïntroduceerd, kwam men tot de conclusie dat men de Penseelkrab in het Nederlands naar de verkeerde soort genoemd heeft. Omdat de naam Penseelkrab echter reeds ingeburgerd was, blijven we vandaag een verkeerde naam hanteren, hoewel er met 'Borstelkrab' er een correctere naam voorhanden is.

De Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* kwam oorspronkelijk enkel voor in de **Noordwest-Pacifische regio**, maar werd via transportschepen – in het **ballastwater of** in de **aangroeilaag op de romp** – naar Europa gebracht. Het kleine krabbetje werd in maart 1994 voor het eerst gevestigd waargenomen in Europa, nabij La Rochelle (Frankrijk). De eerste waarnemingen in België dateren van 19 augustus **2003** in de haven van Oostende. De Penseelkrab en de nauw verwante Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* kennen nu een talrijk voorkomen langs onze kust.

Oorspronkelijke verspreiding

De Penseelkrab – ook wel 'Borstelkrab' genoemd – kwam oorspronkelijk enkel voor langs de Oost-Aziatische kusten, van het Russische Sachalin tot in Taiwan [5]. Hij komt daar algemeen voor in het intertidaal (i.e. tussen de hoog- en laagwaterlijn) langs rotskusten, onder stenen en in de modder [3].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van de Penseelkrab in het studiegebied vond plaats op 9 december 2001 nabij Rhittem, aan de oostelijke oever van de Nederlandse Westerschelde [6]. De eerste waarneming in België vond plaats op 19 augustus 2003, in de subtidale zone tussen mosselkluiten vanop de pontons in het Montgomerydok van de Oostendse jachthaven [7].

Verspreiding in België

De eerste vondst in Oostende leidde onmiddellijk tot het opstarten van een inventarisatiecampagne, die meteen succesvol bleek: langs de oever van de Oostendse vaargeul (ten zuiden van het oosterstaketsel) trof men grote hoeveelheden Penseelkrabben aan, die zich onder de mosselen verscholen hielden. Ook in Zeebrugge was het prijs: op 21 augustus 2003 werden in het Verbindingsdok Penseelkrabben aangetroffen, op een met mosselen bedekte rotsblok [7].

Deze inventarisatiecampagne bracht aan het licht dat de Penseelkrab eind 2003 al vrij algemeen voorkwam in de Belgische zee- en jachthavens: zowel in Oostende, Zeebrugge, Blankenberge en Nieuwpoort [8] werd de exoot aangetroffen, alsook op strandhoofden in Duinbergen en in het Zwin [7]. Ook op de strandhoofden in Knokke-Heist komt deze niet-inheemse krab veelvuldig voor tussen de mosselbedden [9]. Vandaag de dag komt de Penseelkrab ook voor in Antwerpen, nabij Doel [10].

Algemeen kan gesteld worden dat deze exotische krab ondertussen abundant aanwezig is langsheen de Belgische kust [11]. In een studie (2010) op verschillende sites in de Vlaamse havens werd de soort vooral in de buurt van kunstmatige substraten aangetroffen [12]. De soort blijkt eveneens veelvuldig voor te komen tussen de oesterbanken van de niet-inheemse Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* [7], die bijzonder abundant aanwezig is op harde substraten in de Vlaamse havens [11].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming in Europa dateert van 14 augustus 1993, in het Duitse Bremerhaven. Op de romp van een transportschip – dat auto's uit Japan vervoerde – werden tussen de aangroeilagen zes levende Penseelkrabbetjes aangetroffen. Men schatte dat het schip wellicht enkele honderden exemplaren met zich mee moet gedragen hebben [5]. De eerste melding van een gevestigde populatie kwam echter niet uit de haven van Bremerhaven, maar uit de Golf van Biskaje, nabij La Rochelle (Frankrijk; maart 1994). Daarop volgend breidde *Hemigrapsus takanoi* zijn areaal snel uit en kwam eind 1996 voor van het Spaanse Laredo tot het Franse Fromentine. De soort werd hier snel heel algemeen waargenomen en op sommige plekken werden tot 20 krabben per m^2 aangetroffen [13]. Het Franse areaal werd verder uitgebreid en in 1999 kwam deze exoot ook voor in Le Havre. Enkele jaren later (2006) werd een zeer dense populatie – meer dan 60 exemplaren per m^2 – ontdekt nabij Duinkerke. In Bretagne blijft het Penseelkrabbetje echter grotendeels afwezig [14].

Het eerste Nederlandse exemplaar werd op 21 april 2000 verzameld, nabij het Sas van Goes in de Oosterschelde [3]. Al snel bleek de soort reeds her en der voor te komen in de Oosterschelde. Vanaf eind 2001 nam men de Penseelkrab waar in de Westerschelde [6] en toen reeds werd voorspeld dat deze inwijkeling één van de meest algemene krabbensoorten in Nederland zou worden [15]. Sinds 2006 werden eveneens exemplaren aangetroffen in de Nederlandse Waddenzee [16]. De soort komt ook voor in het Grevelingenmeer. In Zeeland werd de soort tevens in het subtitaal waargenomen, tot op minstens 20 meter diepte, maar wel steeds in de nabijheid van de kust [17].

Op 2 december 2007 werden de eerste Penseelkrabben – met uitzondering van de in 1993 aangetroffen exemplaren op de romp van een schip – in Duitsland (Nedersaksen) ontdekt, nabij Norddeich [18]. In 2013 werd de soort tevens in het zuiden van Engeland aangetroffen [19]. Gevestigde populaties spreiden zich nu van Nedersaksen in Duitsland tot Cotentin schiereiland in Frankrijk (54°N-49°N) [20].

Wijze van introductie

De Penseelkrab zou in onze contreien verzeild zijn geraakt via de scheepvaart. Enerzijds kunnen Penseelkrabbetjes zich verstoppen onder en tussen de aangroei van mosselen, oesters en wieren op scheepsrompen [5] en zich zo vanuit de havens verder verspreid

hebben. Anderzijds wordt ook geopperd dat Penseelkrabbetjes in het ballastwater aanleiding kunnen geven tot nieuwe populaties in Europa [14]. Via deze weg kunnen zowel planktonische larven – typisch voor schaaldieren – als volwassen individuen getransporteerd worden [21]. Een andere mogelijkheid is dat deze niet-inheemse soort geïntroduceerd werd via de invoer van Aziatische oesters, zoals de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* [21], naar La Rochelle of naar de nabijgelegen baai van Arcachon [13].

De secundaire verspreiding (lokaal) vindt ondermeer plaats via het transport van larven via de heersende zeestromingen, maar kan ook in de hand worden gewerkt door de pleziervaart [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Penseelkrab vindt in Europa een gelijkaardig klimaat terug als in zijn natuurlijk verspreidingsgebied (Japan en China). Deze exoot vestigt zich bij voorkeur onder stenen tussen de hoog- en laagwaterlijn, een habitat dat talrijk voorkomt langs de Belgische kust, met zijn vele havens, dijken en strandhoofden [5]. Specifieke abiotische factoren zoals pollutie en fysische verstoring zijn karakteristiek voor havengebieden [21]. Deze eigenschappen lijken het voorkomen van *Hemigrapsus takanoi* op deze plaatsen te bevorderen [21]. De krabbetjes zouden namelijk 'voorbereid' zijn op vervuilde habitats, vanwege de ongunstige condities tijdens hun transport in het ballastwater van het schip [22]. Hierdoor hebben ze een groot voordeel ten op zichte van de inheemse soorten die hier niet tegen opgewassen zijn. Daarnaast voelen ze zich ook beter op beschutte plaatsen waar de hydrodynamica laag is, wat ook typisch is voor havengebieden [21]. Al lijken deze krabben nog beter te gedijen in nog meer beschutte regio's, zoals de Nederlandse Oosterschelde [9].

In de laatste jaren zijn de oppervlaktes aan harde substraten toegenomen. Dit is deels het gevolg van de opkomst van Japanse oesterbedden, maar is tevens het resultaat van de aanleg van artificiële harde substraten in het kader van bv. offshore windmolenparken. Deze processen hebben de verspreiding van de Penseelkrab wellicht bevorderd [7]. Verder is het frequente gezamenlijke voorkomen van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* en de Penseelkrab mogelijks het resultaat van een overlap in habitatsvoorkeur, maar een andere verklaring zou kunnen inhouden dat de krabben zich voeden met jonge oesters [7].

De reproductieve periode bij *Hemigrapsus takanoi* is zeer lang (ongeveer zes maanden) in vergelijking met andere krabben van het *Hemigrapsus* genus, die soms maar zes dagen reproductief actief zijn [21]. Soms leggen deze dieren wel meer dan vijf broedsels per jaar af [7,21]. Dit, samen met een korte ontwikkelingstijd van de eitjes – soms slechts 12 dagen – en een snelle ontwikkeling van de larven tot volwassen dieren – tot enkele maanden – stelt de soort in staat om gebieden snel te koloniseren [7].

Finaal kent deze soort een sterke tolerantie voor variabele zoutgehaltes, en komt de krab voor in milieus met een saliteit tussen 15 en 35 psu [21]. Ter vergelijking: het zeewater in onze Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Penseelkrab heeft nood aan beschutte plekjes. Deze vindt hij in de vorm van schelpdierbanken, strandhoofden en haveninfrastructuren. Waar deze niet voorhanden zijn – bv. op het strand – zal de soort dus moeilijk kunnen overleven. Het feit dat de Penseelkrab in het Schelde-estuarium [10] voorkomt, bewijst dat hij goed bestand is tegen lagere zoutgehaltes [5,7].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Penseelkrab kan in hoge aantallen voorkomen: tot 80 individuen per m^2 [24]. Deze hoge aantallen werden opgemeten aan de Franse Opaalkust [14,20] en aan het Veerse Meer in de Nederlandse Delta [24]. Er bestaat geen twijfel over dat een niet-inheemse soort, die al na enkele jaren al in zulke grote aantallen voorkomt, de plaatselijke (eco)systemen beïnvloedt.

Penseelkrabben worden vaak aangetroffen in het gezelschap van onvolwassen Strandkrabben *Carcinus maenas*. Beide soorten zijn opportunisten wat betreft habitat- en voedselkeuze. Het is dan ook de vraag of de strandkrab (of meerdere inheemse krabbensoorten) na verloop van tijd weggeconcureerd kan worden als gevolg van competitie voor beperkte ruimte en voedselbronnen met de Penseelkrab [7,25]. Uit een Nederlandse studie uit 2010 bleek dat *Hemigrapsus takanoi* tegenwoordig in competitie treedt met jonge strandkrabben door hen uit hun schuilplaatsen te verjagen. Hierdoor ging het aantal strandkrabben fel achteruit in de Nederlandse wateren. Dit blijkt niet het geval te zijn in zachte sedimenten, waar de strandkrab wel kan overleven en zich voortplanten, omdat *Hemigrapsus takanoi* hier amper voorkomt [24]. Inmiddels is op vele locaties langs de Nederlandse Oosterschelde weer een stijging van het aantal strandkrabben te zien, terwijl de Penseelkrabpopulaties afnemen. Geregeld wordt waargenomen dat grote exemplaren van strandkrabben zich voeden met Penseelkrabben [26].

Wetenschappers waarschuwen echter voor sterk schommelende trends in de aantallen van *Hemigrapsus takanoi* [21]. Een populatie-afname in het ene jaar zegt niets over de mogelijke trend tijdens het daaropvolgende jaar. Er wordt dan ook sterk aangeraden om frequent te monitoren, want op termijn kan deze soort een bedreiging vormen voor de biodiversiteit en het functioneren van de kustgemeenschappen [21].

Aan de andere kant zijn maatregelen, om de opmars van deze exoot te stuiten, niet voor de hand liggend en werden deze vooralsnog niet uitgewerkt. Hierdoor zijn ecologische verschuivingen in de inheemse fauna en flora op termijn niet uit te sluiten [2].

Specifieke kenmerken

De Penseelkrab is een vrij kleine krabbensoort. Het rugschild (carapax) is eerder vierkant van vorm en wordt maximaal 28 mm breed. Aan beide zijkanten van het rugschild zijn drie tanden aanwezig [2]. Mannetjes hebben grotere scharen dan de vrouwtjes, met een plukje sponsachtig haar. Het rugschild is bruin-, groen-, of grijskleurig en de onderzijde van het lichaam is witachtig. Jonge exemplaren hebben soms grote witte vlekken op het rugschild [2,10].

Er is weinig bekend over de levenscyclus van de Penseelkrab, alhoewel deze waarschijnlijk heel erg gelijkt op de levenscyclus van *Hemigrapsus penicillatus*. Voor 2005 werden deze soorten immers als dezelfde soort aanzien. Dit gezegd zijnde kunnen vrouwelijke Penseelkrabben gedurende de zomermaanden meerdere broedsels per jaar dragen. De ontwikkelingsduur van het broedsel en van de larven is sterk afhankelijk van de watertemperatuur, alhoewel maturiteit meestal na een paar maanden bereikt wordt [24].

In het toekomstig klimaatscenario is het mogelijk dat het kolonisatiesucces van de Penseelkrab verder zal toenemen, waardoor het areaal van deze soort kan uitbreiden naar locaties die momenteel als ongeschikt worden aanzien op basis van te koude temperaturen [26]. Strandkrabben *Carcinus maenas* zoeken in de koudere wintermaanden immers doorgaans dieper water op, weg van het strand. Penseelkrabben daarentegen trekken niet weg. Door de kou worden ze echter sloom waardoor ze 's winters dan ook een meer teruggetrokken bestaan leiden [7]. De soort komt zowel voor in intergetijdengebieden als op grotere dieptes, tot 20 meter [17].

De Penseelkrab kan verward worden met de nauw verwante Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus*, een meer recente niet-inheemse soort aan de Europese kusten. Deze laatste soort heeft een meer gevlekt rugschild en een leerachtig blaasje op de scharen in plaats van het plukje haar. De Penseelkrab is ook iets kleiner dan de Blaasjeskrab en heeft een eerder oranje bruine kleur. De pereiopoda hebben in tegenstelling tot de Blaasjeskrab geen horizontale strepen en eerder korte en robuste setae [18].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe, 2005. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=389288 (2024-10-18).

[2] d'Udekem d'Acoz, C. (1998). Kolonisatie van de Europees-Atlantische kusten door de Borstelkrab *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835). De Strandvlo 18(1): 45-48. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=6946]

[3] Nijland, R.; Beekmaan, J. (2000). *Hemigrapsus penicillatus* De Haan 1835 waargenomen in Nederland. Het Zeepaard 60(3): 169-171. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=6944]

[4] Asakura, A.; Watanabe, S. (2005). *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). J. Crust. Biol. 25(2): 279-292. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75377]

[5] Gollasch, S. (1999). The Asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan), 1835) (Grapsidae, Decapoda) introduced in European waters: status quo and future perspective. Helgol. Meeresunters. 52(3-4): 359-366. [http://www.vliz.be/imis?module=ref&refid=120952]

[6] Faasse, M.A.; Nijland, R.; d'Udekem d'Acoz, C. (2002). Opmars van de Penseelkrab *Hemigrapsus penicillatus* De Haan, 1935 in Nederland. Het Zeepaard 62(2): 41-44. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=24046]

[7] Dumoulin, E. (2004). Snelle areaaluitbreiding van het Penseelkrabbetje *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835) langs de kusten van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee, status van haar opmars in de Westerschelde en beschouwingen over de ecologie en het gedrag van de soort. De Strandvlo 24(1): 5-35. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=60125]

[8] Nuyttens, F.; Versele, G.; Loones, M.-A. (2006). De aanwezigheid van de Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* en de Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* in Nieuwpoort-Bad. De Strandvlo 26(3): 113-115. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=105162]

[9] d'Udekem d'Acoz, C. (2006). First record of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) in Belgium (Crustacea, Brachyura, Grapsoidea). De Strandvlo 26(3): 74-82. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=105154]

[10] Soors, J.; Faasse, M.; Stevens, M.; Verbessem, I.; De Regge, N.; Van den Bergh, E. (2010). New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 3-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145536]

[11] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[12] Hebbelinck, L. (2010). Monitoring van exotische macro-invertebraten in de Vlaamse havens. MSc Thesis. Universiteit Gent, Faculteit Bio-Ingenieurswetenschappen: Gent. 87 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197447]

[13] Noël, P.Y.; Tardy, E.; d'Udekem d'Acoz, C. (1997). Will the crab *Hemigrapsus penicillatus* invade the coasts of Europa? C.R. Acad. Sci. (Sér 3) (Sci. Vie/Life Sci.) 320(9): 741-745. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120953]

[14] Dauvin, J.-C.; Tous Rius, A.; Ruellet, T. (2009). Recent expansion of two invasive crabs species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. Aquat. Invasions 4(3): 120-465. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206505]

[15] d'Udekem d'Acoz, C.; Faasse, M. (2002). De huidige status van Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835) en H. penicillatus (De Haan, 1835) in de noordelijke Atlantische Oceaan, in het bijzonder in Nederland, met opmerkingen over hun biologie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Het Zeepaard 62(4): 101-115. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26193]

[16] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[17] d'Udekem d'Acoz, C. (2020). Persoonlijke mededeling.

[18] Obert, B.; Herlyn, M.; Grotjahn, M. (2007). First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. WSN 33(1): 21-22. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206451]

[19] Ashelby, C.W.; Sewell, J.; Rostron, J.; Shrubsole, R.; Child, T.; Clark, P.F. (2017). Evidence for the invasion and successful establishment of *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe, 2005 (Decapoda, Varunidae) in Great Britain. Crustaceana 90(6): 695-708. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312322]

[20] Epifanio, C.E. (2013). Invasion Biology of the Asian Shore Crab *Hemigrapsus sanguineus*: A Review. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 441: 33-49. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=287904]

[21] Gothland, M.; Dauvin, J.C.; Denis, L.; Dufossé, F.; Jobert, S.; Ovaert, J.; Spilmont, N. (2014). Biological traits explain the distribution and colonisation ability of the invasive shore crab *Hemigrapsus takanoi*. Est., Coast. and Shelf Sci. 142: 41-49. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297362]

[22] Crooks, J.A.; Chang, A.L.; Ruiz, G.M. (2011). Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. Biol. Invasions 13(1): 165-176. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297365]

[23] Mingkid, W.M.; Yokota, M.; Watanabe, S. (2006). Salinity tolerance of larvae in the penicillate crab *Hemigrapsus takanoi* (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). La Mer. 43: 17-21. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297369]

[24] Van den Brink, A.M.; Wijnhoven, S.; McLay, C.L. (2012). Competition and niche segregation following the arrival of *Hemigrapsus takanoi* in the formerly Carcinus maenas dominated Dutch delta. J. Sea Res. 73: 126-136. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=230998]

[25] Adema, J.P.H.M. (1991). De krabben van Nederland en Belgie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum: Leiden. ISBN 90-73239-02-8. 244 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5876]

[26] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[27] Van den Brink, A.; Godschalk, M.; Smaal, A.; Lindeboom, H.; McLay, C.L. (2013). Some like it hot: the effect of temperature on brood development in the invasive crab *Hemigrapsus takanoi* (Decapoda: Brachyura: Varunidae). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 93(1): 189-196. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=234291]

Hemimysis anomala

Kaspische aasgarnaal

© Rof Offermans

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Hemimysis anomala Sars, 1907 [1]

De Kaspische aasgarnaal *Hemimysis anomala* komt van nature voor in de **Kaspische** en **Zwarte Zee** en in de **Don rivier (Rusland)**, waar veel losse stenen of kleiige oevers met holten aanwezig zijn. De soort werd **als visvoeder geïntroduceerd** in een aantal wateren van de voormalige Sovjet-Unie. De populaties breidden echter verder uit en koloniseerden Europese wateren. Op 12 oktober **1999** werd de Kaspische aasgarnaal waargenomen in een brakwatervijver vlakbij de Antwerpse haven. De Kaspische aasgarnaal is een efficiënte alleseter die kan gedijen in zowel stilstaand als stromend water. Doordat de soort niet kan overleven in water met een hoog zoutgehalte, wordt zijn verspreiding echter beperkt tot de zoete en brakke delen van rivieren.

Oorspronkelijk verspreidingsgebied

De Kaspische aasgarnaal *Hemimysis anomala* komt van nature voor in de Kaspische en Zwarte Zee en in de Don rivier (Rusland). Deze aasgarnaal geeft de voorkeur aan een leefomgeving of habitat met veel losse stenen of kleiige oevers met holtes [2].

De soort werd later als visvoeder geïntroduceerd in een aantal wateren in de voormalige Sovjet-Unie (inclusief Litouwen). De populaties breidden echter uit en bereikten algauw de Baltische Zee [2].

Eerste waarneming in België

Op 12 oktober 1999 werd de Kaspische aasgarnaal voor het eerst waargenomen in de brakwater-vijver 'Galgenweel', vlakbij de Antwerpse haven [3]. Deze vijver staat via een sluis in verbinding met de Zeeschelde, naar waar het water bij een te hoog peil kan weglopen.

Verspreiding in België

Naast de waarnemingen in het Galgenweel, werd de soort nog op een aantal plaatsen teruggevonden. In 2004 werd namelijk een exemplaar gevonden in een koelwatertank van het chemiebedrijf BASF, gelegen in de haven van Antwerpen [4], en twee jaar later – in 2006 – kwamen nog twee waarnemingen binnen uit de Schelde nabij de Belgisch-Nederlandse grens [5]. Nochtans wordt deze soort slechts zelden gedetecteerd in de Zeeschelde, wat kan wijzen op het feit de heersende milieuomstandigen niet als optimaal gelden voor deze soort [6].

De soort werd eveneens opgemerkt in een sloot nabij de haven van Oostende [7,8]. Overige (beperkte) waarnemingen werden gedaan in het Gavermeer (Kortrijk), het Donkmeer (Overmere), de Schelde ter hoogte van Dendermonde en de Damse Vaart in Hoeke en Damme (www.waarnemingen.be).

Verspreiding in onze buurlanden

Hemimysis anomala verspreidt zich verbazend snel ondanks zijn beperkte dispersiecapaciteit. Hij kan namelijk niet verspreid worden door bijvoorbeeld vogels en kan amper stroomopwaarts zwemmen. Tot de jaren '60 bevond de aasgarnaal zich alleen maar in mondingen van rivieren die in de Zwarte Zee en in de Zee van Azov uitmondden. In 1960 werd de soort bewust uitgezet in meren in Litouwen. Van daaruit kon de garnaal zich stroomafwaarts naar de Baltische Zee verplaatsen. In 1992 was er een eerste waarneming in Finland. Daarna volgden Zweden (1995) en Polen (2002). De soort werd in 1998 tevens

in Duitsland gevonden en werd vijf jaar later eveneens in Tsjechië (2003) gerapporteerd. In de andere richting breidde de soort ook verder uit naar het Donau-Rijn systeem dat de Zwarte Zee met de Noordzee verbindt [9].

De Kaspische aasgarnaal werd voor het eerst in Nederland waargenomen in juni 1997, nabij Amsterdam [10]. Wetenschappers vonden de soort in vismagen uit de Rijn (nabij Nijmegen) en het Haringvliet (Rotterdam) [11]. Ook in de Biesbosch (gelegen tussen Maas en Rijn) en in de rivieren Maas en Waal werden exemplaren van deze soort waargenomen [12]. Met uitzondering van het Haringvliet, betreffen de waarnemingsplaatsen telkens zoetwatermilieus.

In 2005 werd de Kaspische aasgarnaal ook waargenomen in het Verenigd Koninkrijk [13]. In het Verenigd Koninkrijk was het echter lange tijd een raadsel hoe de soort de afgesloten gebieden in Nottinghamshire heeft gekoloniseerd. Twee mogelijke opties werden weerhouden: (1) de jaarlijkse internationale roeiwedstrijd, waarbij men ervan uitgaat dat de roeiboten verstekelingen meebrachten, of (2) de exoot werd opzettelijk geïntroduceerd als levend aas door sportvissers [13]. In april 2008 is deze garnaal ook voor het eerst gevonden in het hartje van Ierland, in het Shannon River Basin District, waar het nu wordt beschouwd als gevestigd [14].

Men verwacht dat deze aasgarnaal nog in andere brakwaterbassins langs de Europese kusten populaties zal opbouwen [3,10,11]. Zo werden in 2004 en 2005 nog hoge aantallen van de soort waargenomen nabij Gdansk (Polen, Baltische Zee) [2]. Ook in de regio rond de Amerikaanse Grote Meren is de garnaal aan zijn opmars bezig. Buiten de Grote Meren, waar de soort al langer voorkwam, werd hij in Augustus 2009 ook gevonden in Lake Oneida, in de buurt van het Ontariomeer, wat de eerste vondst betrof buiten de Grote Meren [15].

Wijze van introductie

De Kaspische aasgarnaal is in onze streken beland via gebiedsuitbreiding vanuit Nederland. Deze aasgarnaal kan op twee verschillende manieren in Nederland terecht gekomen zijn: enerzijds via gebiedsuitbreiding vanuit de Donau of de Rijn, of anderzijds via ballastwater van schepen komende van de Zwarte Zee of de Baltische regio [12].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Dankzij een aantal kenmerken is de Kaspische aasgarnaal in staat om snel nieuwe gebieden te koloniseren. De soort tolereert zoutgehaltes tussen 0,5 en 18 psu [16]. Ter vergelijking, het zeewater in de Noordzee heeft een saliniteit of zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Deze soort zal in zeewater dus niet kunnen overleven. Verder is de Kaspische aasgarnaal een efficiënte alleseter, die zowel kan gedijen in stilstaand als instromend water [3,12].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Kaspische aasgarnaal doet aan verticale diurnale migratie. Dit betekent dat deze diertjes zich overdag bij de bodem ophouden (tot 30 meter diep), waarbij ze de veiligheid van spleten en holtes opzoeken. 's Nachts stijgen ze dan in grote aantallen in de waterkolom, zelfs tot aan het wateroppervlak [12]. De Kaspische aasgarnaal heeft daardoor overdag beschutting nodig in de vorm van spleten of holtes [2]. Dit habitat moet dus aanwezig zijn voor de overleving van de soort. Doorgaans vormt dit echter geen probleem, omdat de meeste waterpartijen dergelijke schuilplaatsen hebben.

Hemimysis anomala tolereert geen zoutgehaltes boven 18 psu. Deze aasgarnaal zal zich dus enkel kunnen verspreiden in zoete en brakke milieus. Gezien West-Europa een sterk verbonden netwerk van beken, rivieren en kanalen heeft, kan de soort zijn leefgebied dus nog sterk uitbreiden. Ook de oorsprongsgebieden van deze soort – de Kaspische en Zwarte Zee – hebben een lager zoutgehalte (2 tot maximaal 20 psu) dan de Noordzee (34-35 psu) [16].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Kaspische aasgarnaal is een alleseter of omnivoor, maar heeft een sterke voorkeur voor watervlooien (Cladocera) [3,11,12]. Wetenschappers merken onder andere een sterke achteruitgang van watervlooien, mosselkreeftjes (Ostracoda), raderdiertjes (Rotifera) en ongewervelde predatoren in wateren waar de Kaspische aasgarnaal voorkomt [12]. Hierdoor zou de introductie van deze exoot gevolgen kunnen hebben voor de soortensamenstelling van het zoöplankton (dit zijn dierlijke organismen die vrij in de waterkolom leven) [3,11,12].

In het algemeen gaan de aantallen en de diversiteit van het zoöplankton erop achteruit na een invasie van de Kaspische aasgarnaal, zoals al is waargenomen in verschillende gebieden in Nederland [12]. Aangezien zoöplankton, en dan vooral watervlooien, de belangrijkste grazers zijn van algen, kan dit grote algenbloeien veroorzaken, waardoor de kwaliteit van het water sterk achteruit kan gaan. Aan de andere kant kan dit terug worden tegengewerkt door de larven van de Kaspische aasgarnaal zelf, aangezien deze zeer efficiënte grazers zijn. Toch kan de waterkwaliteit nog in het gedrang komen aangezien de uitwerpselen van de larven de chemische samenstelling van het water kunnen veranderen. De Kaspische aasgarnaal vormt op zijn beurt een potentiële voedselbron voor veel vissen, waardoor dergelijke predatie op zijn beurt de aasgarnalenpopulatie zou kunnen inperken. Het is echter nooit zeker of een predator zal overschakelen naar een nieuwe voedselbron, waardoor de vispopulatie alsnog kan afnemen te wijten aan de verminderde concentratie aan inheems zoöplankton (de huidige prooien). Op deze wijze wordt de ganse voedselketen verstoord, aangezien dergelijke tendenzen zich verder manifesteren tot op de hogere trofische niveaus, zoals de roofvissen en -vogels die zich met deze vissen voeden [17,18].

Specifieke kenmerken

Volwassen dieren hebben doorgaans een lichaamslengte van 5,5 tot 12,5 mm en zijn dus gemiddeld genomen wat kleiner dan de twee andere in het zoetwater voorkomende aasgarnalen (de inheemse *Neomysis integer* en de niet-inheemse *Limnomysis benedeni*). Op het lichaam bevinden zich vaak sterk rood gepigmenteerde vlekjes, die deze soort de bijnaam 'bloedrode aasgarnaal' opleverde. Een overzicht van de detailkenmerken voor een correcte determinatie van deze soort zijn te vinden in de literatuur [10].

Aasgarnalen doen aan geslachtelijke voortplanting gecombineerd met broedzorg. Zoals bij alle aasgarnalen het geval is, houdt het wijfje de weinige eieren (maximum 30) bij zich in een broedbuidel of marsupium [13]. Verder zijn deze garnalen omnivoor en leven ze in diep tot sublittoraal water [19,20]. In de Zwarte Zee leven de garnalen meestal op dieptes van 6 tot 10 meter, met maxima tot 20 meter, en vermijden ze direct licht [20].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=120025 (2024-10-18).

[2] Janas, U.; Wysocki, P. (2005). *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea): first record in the Gulf of Gdansk. Oceanologia 47(3): 405-408. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=77258]

[3] Verslyke, T.; Janssen, C.; Lock, K.; Mees, J. (2000). First occurrence of the Pontocaspian invader *Hemimysis anomala* (Sars, 1907) in Belgium (Crustacea: Mysidacea). Belg. J. Zool. 130(2): 157-158. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=2678]

[4] Fockedey, N. (2008). Persoonlijke mededeling.

[5] Fockedey, N.; Mees, J. (2003). Marine Biology Section - Ugent. Mysid shrimp populations in the Scheldt estuary. [http://www.vliz.be/en/imis?module=dataset&dasid=46]

[6] Soors, J. (2019). Persoonlijke mededeling.

[7] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2012). Assessing the importance of alien macro-Crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol. Mar. Res. 66(2): 175-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206987]

[8] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Shifts in the gammarid (Amhipoda) fauna of brackish polder waters in Flanders (Belgium). J. Crust. Biol. 31(2): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211034]

[9] Audzijonyte, A.; Wittmann, K.J.; Väinölä, R. (2007). Tracing recent invasions of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* across Europe and to North America with mitochondrial DNA. Divers. Distrib. 14(2): 179-186. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300960]

[10] Faasse, M. (1998). The Pontocaspian mysid *Hemimysis anomala* Sars, 1907, new to the fauna of The Netherlands. Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 16(10): 73-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7362]

[11] Kelleher, B.; Van der Velde, G.; Wittmann, K.J.; Faasse, M.A.; Bij de Vaate, A. (1999). Current status of the freshwater Mysidae in the Netherlands, with records of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882, a Pontocaspian species in Dutch Rhine branches. Bull. Zool. Mus. Amsterdam 16(13): 89-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5642]

[12] Ketelaars, H.A.M.; Lambregts-Van de Clundert, F.E.; Carpentiear, C.J.; Wagenvoort, J.; Hoogenboezem, W. (1999). Ecological effects of the mass occurence of the Pontocaspian invader, Hemimysis anomala G.O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. Hydrobiologia 394: 233-248. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7360]

[13] Holdich, D.; Gallacher, S.; Rippon, L.; Harding, P.; Stubbington, R. (2006). The invasive Ponto-Caspian mysid, *Hemimysis anomala*, reaches the UK. Aquat. Invasions 1(1): 4-6. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=97409]

[14] Minchin, D.; Boelens, R. (2010). *Hemimysis anomala* is established in the Shannon River Basin District in Ireland. Aquat. Invasions 5(Suppl. 1): 71-78. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300965]

[15] Brooking, T.E.; Rudstam, L.G.; Krueger, S.D.; Jackson, J.R.; Welsh, A.B.; Fetzer, W.W. (2010). First occurrence of the mysid *Hemimysis anomala* in an inland lake in North America, Oneida Lake, NY. J. Great Lakes Res. 36(3): 577-581. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300964]

[16] Bacescu, M. (1969). Otryad mizidy - Mysidacea Boas (Mysidacea Boas in the Black Sea), Opredelitel fauny Chernogo I Azovskogo morey, volume 2 (A key to Black Sea and Azov Sea fauna). 2. Naukova Dumka Publishing: Kiev, Ukraine: pp. 363-381. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300962]

[17] Ricciardi, A.; Avlijas, S.; Marty, J. (2012). Forecasting the ecological impacts of the *Hemimysis anomala* invasion in North America: Lessons from other freshwater mysid introductions. J. Great Lakes Res. 38: 7-13. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297377]

[18] Pérez-Fuentetaja, A.; Wuerstle, J. (2014). Prey size selection and feeding ecology of an omnivorous invader: *Hemimysis anomala*. J. Great Lakes Res. 40(2): 257-264. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300968]

[19] Mauchline, J. (1980). Part II: The Biology of Mysids, in: Blaxter, J.H.S. et al. Advances in Marine Biology., 18. Academic Press: New York, USA: pp. 369. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121150]

[20] Salemaa, H.; Hietalahti, V. (1993). *Hemimysis anomala* G.O. Sars (Crustacea, Mysidacea) - Immigration of a Pontocaspian Mysid into the Baltic Sea. Ann. Zool. Fenn. 30(4): 271-276. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300970]

laniropsis serricaudis

Japanse zeepissebed

© Eric A. Lazo-Wasem, Yale Peabody Museum

Lector
Emmanuel Dumoulin

Wetenschappelijke naam
laniropsis serricaudis Gurjanova 1936 [1]

De Japanse zeepissebed laniropsis serricaudis komt van nature voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan**. De soort werd via **scheepvaart (ballastwater of aangroei op de romp)** of de **import van commerciële schelpdieren** in West-Europa geïntroduceerd. In Nederland (Neeltje Jans) werd de soort in 2000 voor het eerst opgemerkt. In België werd deze zeepissebed sinds september **2015** een aantal keren waargenomen in het havengebied van Zeebrugge en in 2023 ook in de Spuikom van Oostende. Omwille van haar kleine afmetingen en de taxonomische complexiteit binnen de Janiridae is de soort vermoedelijk nog wijdverspreider dan tot op heden gedocumenteerd werd.

Oorspronkelijk verspreidingsgebied

Het natuurlijke verspreidingsgebied van deze soort omvat de Zee van Okhotsk tot de Zee van Japan (Japan, Korea, Rusland) [2].

Eerste waarneming in België

De Japanse zeepissebed werd in september 2015 voor het eerst vastgesteld in het Verbindingsdok van de achterhaven van Zeebrugge [3].

Verspreiding in België

In de periode na 2015 is de soort nog een aantal keren gesignaleerd in het Zeebrugse achterhavengebied (Verbindingsdok, Boudewijnkanaal en Oud Ferrydok) en ook in de jachthaven [3,4]. In 2023 is ze ook waargenomen in de Spuikom van Oostende [5]. Door haar kleine afmetingen en de vaak complexe diagnostische kenmerken van de species uit het genus [2,6-9] is het waarschijnlijk dat het verspreidingsareaal van deze pissebed momenteel al veel groter is dan gedacht wordt [2,10].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming buiten het natuurlijke verspreidingsgebied van de soort vond plaats in 1977, toen zij werd geïdentificeerd in de aangroeigemeenschap in de Baai van San Francisco [2,11].

In Nederland werd de Japanse zeepissebed in 2000 voor het eerst aangetroffen op een ponton van het eiland Neeltje Jans in de Oosterschelde. Aanvankelijk werd zij aanzien als *Janiropsis breviremis*, maar nadien teruggebracht tot *Ianiropsis* sp., met de vermelding erbij dat het een voor de noordoostelijke Atlantische Oceaan onbekende species betrof [12-15]. In 2006 werd de soort aangetroffen nabij de haven van Rotterdam, en werd sindsdien in meerdere ondiepe subtidale en stenige intertidale zones, alsook op drijvende haven- en waterbouwkundige structuren, waargenomen [2].

In 2004 werd deze pissebed, die aanvankelijk nog verkeerd gedetermineerd werd als de inheemse *Janira maculosa*, vastgesteld op een drijvend ponton van Hamble Point Marina in Southampton (Zuid-Engeland) [2,16]. In 2011 werd de soort gesignaleerd in de Baai van Ferrol (Noordwest-Spanje) [17]. In het Middellandse Zeegebied werd ze in 2012 in de Lagune van Venetië (Italië) ontdekt, waar ze reeds in zeer grote aantallen bleek voor te komen [10]. In 2013 werd ze aan de Frans-Atlantische kust in de Baai van Arcachon aangetroffen. Daar het hier om een groot aantal broedende vrouwelijke exemplaren ging werd vermoed dat de

soort reeds een gevestigd voorkomen kende en allicht al vóór 2013 werd geïntroduceerd [18]. In 2019 werd ze ontdekt in de haven van Le Havre in Het Kanaal [19].

Wijze van introductie

Een potentiële introductievector voor deze soort is transport door scheepvaart. De verspreiding via ballastwater of als aangroei-organisme op de romp zijn de plausibele pistes, hetgeen onderschreven wordt door het algemeen voorkomen van deze isopode in en/of nabij havens [2,10,15,19]. Een nog andere piste, ondermeer geopperd in het kader van de introducties in de Lagune van Venetië en de Baai van Arcachon, betreft de introductie via de import van commerciële molluskensoorten voor de lokale schelpdiercultuur [10,18]. Daarnaast werd recent vastgesteld dat de Japanse zeepissebed één van de meest voorkomende soorten is op drijvend marien puin afkomstig van de Japanse tsunami van 2011, hetgeen een verdere verspreiding van de soort over het ganse Pacifische gebied in de hand kan werken [20].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Japanse zeepissebed komt voor in de intertidale zone tot op dieptes van 7 meter. Zij wordt aangetroffen bij watertemperaturen tussen -0,5 °C (winter) en 24 °C (zomer) [2,21,22] en tolereert saliniteitsvariaties tussen 16,9 en 35 psu, maar komt hoofdzakelijk voor bij salinitietsregimes tussen 24 en 35 psu [2]. Deze pisseped komt voor op harde substraten, alsook op sponzen, zakpijpen, koraal- en bruinwieren en kelp [15,21-23]. Drijvende- en onderwater haveninfrastructuur vormen dan ook geschikte habitats voor de Japanse zeepissebed [19].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Naast het bekende ruime tolerantiebereik voor een aantal fysico-chemische parameters is verder onderzoek nodig om meer informatie te bekomen over biologische en ecologische kenmerken van deze pissebed die gunstig zouden kunnen zijn bij introducties wereldwijd.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Ondanks het feit dat de Japanse zeepissebed tegenwoordig een algemeen voorkomen kent op de aangroeigemeenschap in sommige ondiepe mariene habitats aan Pacifische en Atlantische kusten, is er weinig informatie beschikbaar over de ecologische rol die zij daarin vervult. Zo zijn over de mate van potentiële competitie met inheemse soorten, of hoe zij als prooi voor bepaalde soorten kan fungeren, geen concrete data beschikbaar [19].

Specifieke kenmerken

De geobserveerde mannetjes waren maximaal 3,2 mm lang, vrouwtjes 2,7 mm [2,21,22]. De dieren hebben vaak donkerrood gepigmenteerde ogen en roodbruine pigmentvlekken op een verder doorschijnend lichaam. Een opvallende pigmentatie die zichtbaar is doorheen het tansparante lichaam wordt geassocieerd met het spijsverteringskanaal [2].

Het zesde en zevende segment van de antennula zijn langwerpig. De specimens hebben twee klauwen op de dactyli van pereopode 1 en twee tot drie klauwen op pereopode 7. Ze hebben ook drie of vier (soms tot zeven) tandjes op de laterale marge van het pleotelson, langs de achterste helft van de rand. De maxillipede tastorganen zijn verlengd en zichtbaar in dorsaal aanzicht [2,6,9,10].

De voedingsgewoonten van deze pissebed zijn niet bekend, maar zij voedt zich vermoedelijk met fecaliën van kolonievormende ongewervelden (zakpijpen, sponzen, etc.) en met de oppervlakte-microbiota en detritus van deze laatsten en van algen [24]. Voortplantingsrijpe vrouwtjes dragen tussen de 7 en 32 eieren (gemiddeld 18) met zich mee [2,22].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *laniropsis serricaudis* Gurjanova, 1936. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=255999 (2024-10-18).

[2] Hobbs, N.-V.; Lazo-Wasem, E.; Faasse, M.A.; Cordell, J.R.; Chapman, J.W.; Smith, C.S.; Prezant, R.; Shell, R.; Carlton, J.T. (2015). Going global: the introduction of the Asian isopod *laniropsis serricaudis* Gurjanova (Crustacea: Peracarida) to North America and Europe. Aquatic Invasions 10(2): 177-187. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=282171]

[3] Faase, M. (monitoring eCOAST, periode 2015-2019) (2019-10-02 en 2024-03-10). Persoonlijke mededeling.

[4] Waarnemingen.be. *laniropsis serricaudis* Gurjanova, 1936. https://waarnemingen.be/species/717917/ (2024-02-02).

[5] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=394050]

[6] Doti, B.L.; Wilson, G.D.F. (2010). The genera *Carpias* Richardson, *laniropsis* Sars and *Janaira* Moreira & Pires (Isopoda: Asellota: Janiridae) from Australia, with description of three new species. Zootaxa 2625(1): 1-39. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393389]

[7] Wilson, G.D.F. (1994). A phylogenetic analysis of the isopod family Janiridae (Crustacea). Invertebr. Taxon. 8(3): 749-766. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=140551]

[8] Wilson, G.D.F.; Wägele, J.W. (1994). A systematic review of the family Janiridae (Crustacea, Isopoda, Asellota). Invertebr. Taxon. 8(3): 683-747. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=140634]

[9] Morales-Núñez, A.G.; Chigbu, P. (2018). First record of *laniropsis* cf. *serricaudis* in Maryland Coastal Bays, USA (Crustacea, Peracarida, Janiridae). ZooKeys 747: 115-139. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396122]

[10] Marchini, A.; Ferrario, J.; Occhipinti-Ambrogi, A. (2016). Confirming predictions: the invasive isopod *laniropsis serricaudis* Gurjanova, 1936 (Crustacea: Peracarida) is abundant in the Lagoon of Venice (Italy). Acta Adriatica 57(2): 331-336. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=353966]

[11] Carlton, J.T. (1979). History, biogeography, and ecology of the introduced marine and estuarine invertebrates of the Pacific coast of North America. PhD Thesis. University of California: Davis. 904 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393390]

[12] Faasse, M.A. (2007) De zeepissebed *laniropsis* sp. (Crustacea: Isopoda: Janiridae) geïntroduceerd in Nederland. Het Zeepaard 67(4): 125–127 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=114199]

[13] Faasse, M.A. (2001). De zeepissebed *Janiropsis breviremis* Sars, 1899 autochtoon in Nederland. Het Zeepaard 61(1): 7-8. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393443]

[14] van Bragt, P.H. (2016). Een Japanse zeepissebed in Nederland. Nature Today 17 jan: online https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=22397 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393657]

[15] van Moorsel, G. (2015). De Japanse zeepissebed *laniropsis serricaudis*. Zoekbeeld: nieuwsbrief van Stichting Anemoon 5(2): 11-14. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393438]

[16] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86(6): 1329-1337. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119308]

[17] Martinez-Laiz, G.; Ros, M.; Guerra-García, J.M. (2018). Marine exotic isopods from the Iberian Peninsula and nearby waters. PeerJ 6: e4408. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=353970]

[18] Gouillieux, B. (2018). First record of the invasive species *laniropsis serricaudis* Gurjanova, 1936 (Crustacea: Isopoda) in Arcachon Bay, Bay of Biscay (NE Atlantic). Bioinvasions Records 7(2): 171-176. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=353968]

[19] Raoux, A.; Pezy, J.-P.; Dauvin, J.C. (2020). First record of the non-indigenous isopod *laniropsis serricaudis* Gurjanova, 1936 along the French coast of the English Channel. Bioinvasions Records 9(4): 745-752. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=353967]

[20] Murray, C.C.; Therriault, T.W.; Maki, H.; Wallace, N. (Ed.) (2019). The effects of marine debris caused by the Great Japan Tsunami of 2011. Pices Special Publication, 6. North Pacific Marine Science Organization (PICES): Sidney. ISBN 978-1-927797-33-4. viii, 270 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=353969]

[21] Kussakin, O.G. (1962). On the fauna of Janiridae (Isopoda, Asellota) from the USSR seas. Trudy Zoologicheskogo Instituta Rossijskoj Akademii Nauk = Proceedings of the Zoological Institute, Russian Academy of Sciences 30: 17-65. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393386]

[22] Kusakin, O.G. (1982). Morskie i solonovatovodnye ravnonogie rakoobraznye (Isopoda) kholodnykh i umerennykh vod severnogo polushariia : Podotriady Anthuridea, Microcerberidea, Valvifera, Tyloidea = Marine and brackish-water isopod Crustacea of cold and temperate waters of the Northern Hemisphere. “Nauka” Leningradskoe otdelenie: Leningrad. 461 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394259]

[23] Gurjanova, E.F. (1936). Beitrage zur Kenntnis der Isopodenfauna des Pazifischen Ozeans. IV. Neue Isopodenarten aus dem Japanischen und Beringmeer. Zoologischer Anzeiger 114(9): 250-265. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393388]

[24] Nemesis. *laniropsis serricaudis*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/544802 (2024-02-01)

Incisocalliope aestuarius

Estuariene poliepvlo

© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Incisocalliope aestuarius (Watling & Maurer, 1973) [1]

Van oorsprong komt de Estuariene poliepvlo *Incisocalliope aestuarius* voor in **riviermondingen langs de Amerikaanse Atlantische kust**. Via schepen, door **aanhechting aan de romp of** in het **ballastwater**, werd deze soort geïntroduceerd in Europa. De eerste waarneming in België vond plaats in de Zeeschelde, in oktober **1996**. Deze vlokreeft komt enkel voor in het brakke water van estuaria. Opmerkelijk is dat de soort in de Westerschelde bijna uitsluitend voorkomt in associatie met hydroïdpoliepjes, een habitat die nauwelijks door inheemse vlokreeften wordt benut.

Oorspronkelijke verspreiding

De oorspronkelijke verspreiding van de Estuariene poliepvlo strekt zich uit over riviermondingen, tussen Delaware en Georgia, langsheen de Amerikaanse oostkust [2].

Eerste waarneming in België

De eerste Belgische waarneming van de Estuariene poliepvlo vond plaats in de Zeeschelde nabij de Nederlandse grens en dateert van oktober 1996 [2]. De exemplaren werden aanvankelijk verkeerdelijk gedetermineerd als *Pleusymtes glaber* [3]. Omdat het onwaarschijnlijk is dat deze soort zich in de Zeeschelde kan handhaven, werd dit materiaal herbekeken, en zo bleek dat het de Estuariene poliepvlo *Incisocalliope aestuarius* betrof [2].

Uit nieuwe analyses van oude stalen [4] bleek dat de Estuariene poliepvlo reeds in 1991 in het brakke deel van de Westerschelde was, maar ook hier verkeerdelijk als *Pleusymtes glaber* gedetermineerd werd [2]. In de periode tussen 1988-1991 werd in het oostelijke deel van de Nederlandse Westerschelde – tussen Saeftinghe en de Belgische grens – reeds een hoge densiteit van exemplaren teruggevonden die als *Pleusymtes glaber* gedetermineerd werden [5]. Daar deze exemplaren niet herbekeken werden, kan er niet met zekerheid gezegd worden dat het hier eveneens om de Estuariene poliepvlo gaat [2].

Verspreiding in België

In 2003 reikte het gekende verspreidingsgebied van de Estuariene poliepvlo in het Schelde-estuarium van Baarland (30 km stroomopwaarts van de monding) tot in Doel (5 km stroomopwaarts van de Belgisch-Nederlandse grens) [2]. Deze poliepvlo wordt in de Westerschelde vooral waargenomen in modderige poeltjes tussen stenen, net boven de laagwaterlijn, vastgehecht op hydroïdpoliepjes (voornamelijk poliepen van Gedraaide zeedraad *Hartlaubella gelatinosa*). In de Westerschelde hechtten deze poliepen zichzelf vast op niet-inheemse Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas*. Er vonden eveneens enkele waarnemingen van de Estuariene poliepvlo plaats op stenen op dieptes van 5 tot 9,5 m [2].

In de Zeeschelde blijft de soort vooralsnog een zeldzame soort die enkel onder de laagwaterlijn wordt aangetroffen. Hier lijkt de soort minder afhankelijk te zijn van de aanwezigheid van hydroïdpoliepjes. Na 2002 is de soort enkele malen teruggevonden in hyper- en epibenthosstalen stroomafwaarts Antwerpen, maar met de grootste regelmaat in stalen uit de nabijheid van Doel [6].

Verspreiding in onze buurlanden

In 2015 werd de Estuariene poliepvlo voor de eerste maal aangetroffen in Franse wateren, in het estuarium van de Gironde [7]. Sinds 2016 worden ook jaarlijks gevestigde populaties van dit vlokreeftje gevonden in de Duitse Noordzeehavens [8]. In hetzelfde jaar werd de soort eveneens aangetroffen in Nederland in het Grevelingenmeer [9] en het Nederlandse deel van de Eems-Dollard-estuarium [10].

Wijze van introductie

De Estuariene poliepvlo heeft de Schelde wellicht bereikt door zich vast te hechten aan scheepsrompen of via het ballastwater van schepen [2]. Omdat de juvenielen van vlokreeftjes zich niet efficiënt verspreiden zal het Europese verspreidingsgebied van deze soort waarschijnlijk beperkt blijven [2]. Dit blijkt ook uit het feit dat deze soort in Europa enkel in België en Nederland (Westerschelde en Noordzeekanaal) voorkomt.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De verspreiding van de Estuariene poliepvlo in de Schelde wordt voornamelijk in de hand gewerkt door de aanwezigheid van artificiële harde substraten, zoals stenen voor oeververstersterking en kademuren. Deze vlokreeft komt bij ons voor in associatie met hydroïdpoliepen die zich op deze vaste substraten gevestigd hebben. Omdat dit habitat amper benut wordt door inheemse soorten, ondervindt de Estuariene poliepvlo bij ons nauwelijks concurrentie [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In het oorsprongsgebied – de Amerikaanse oostkust – kan men de Estuariene poliepvlo terugvinden in brakwatergebieden met zoutgehaltes variërend van 10 tot 33 psu. Daarnaast kan deze exoot hier temperaturen tussen -2 en 29 °C verdragen. Door zijn vermogen om grote verschillen in zoutgehalte (euryhalien) en temperatuur (eurytherm) te tolereren, kan hij aarden in een brede waaier aan habitats en vormt hij een potentiële indringer voor andere Europese estuaria [2].

De Estuariene poliepvlo hecht zich krachtig vast op de verticale delen van hydroïdpoliepkolonies. De structuur van de monddelen zou suggereren dat deze exoot als parasiet op deze kolonies leeft. Dit vlokreeftje wordt vooral aangetroffen vastgehecht aan Gedraaide zeedraad *Hartlaubella gelatinosa*, een hydroïdpoliepsoort die bijna exclusief voorkomt op niet-inheemse Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas*. Deze laatste heeft zich ondertussen tot diep in het Schelde-estuarium gevestigd op de veelvuldig

aanwezige artificiële harde substraten, waarna de vestiging van Gedraaide zeedraad en later de Estuariene poliepvlo mogelijk werd [2].

De afwezigheid van de Estuariene poliepvlo tussen hydroïdpoliepen in de haven van Walsoorden (Nederlandse Westerschelde) suggereert dat de voorkeur van deze soort uitgaat naar snelstromend water, zoals die in de vaargeul. Het is echter niet uitgesloten dat andere ongunstige omstandigheden in de haven aan de basis liggen van zijn afwezigheid [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het is niet gekend welke effecten deze soort op zijn omgeving heeft.

Specifieke kenmerken

De Estuariene poliepvlo is met het blote oog moeilijk van andere vlokreeftsoorten te onderscheiden. Via de microscoop onderscheidt de Estuariene poliepvlo zich door de ronde oogvorm, de kale urosoom en de afwezigheid van een tand op de rug ter hoogte van de pootjes [2].

In tegenstelling tot de inheemse vlokreeftjes is deze soort nauw verbonden met hydroïdpoliepen, zoals Gedraaide zeedraad. Bij het verzamelen van deze zeedraadkolonies vertoont deze vlokreeft een typische vluchtreactie door naar het midden van de kolonie te kruipen. Door zijn donkerbruine kleur en lichtbruine strepen en vlekken is deze exoot moeilijk te onderscheiden tussen de hydroïdpoliepkolonies [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Incisocalliope aestuarius* (Watling & Maurer, 1973). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148579 (2024-10-18).

[2] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2003). The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and *Incisocalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquat. Ecol. 37(1): 13-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=34073]

[3] Ysebaert, T.J.; De Neve, L.; Meire, P. (2000). The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? J. Mar. Biol. Ass. U.K. 80(4): 587-597. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3713]

[4] Brummelhuis, E.B.M.; Craeymeersch, J.A.; Dimmers, W.; R., M. (1997). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1997: rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. CEMO/NIOO: Yerseke. 41 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135207]

[5] Cattrijsse, A.; Mees, J.; Hamerlynck, O. (1993). The hyperbenthic Amphipoda and Isopoda of the Voordelta and the Westerschelde estuary. Cah. Biol. Mar. 34(2): 187-200. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=2671]

[6] Soors, J. (2019). Persoonlijke mededeling.

[7] Bachelet, G.; Acolas, M.-L.; Baudrimont, M.; Blanchet, H.; Daverat, F; Garabetian, F.; Labadie, P.; Legeay, A.; Leconte, M.; Lepage, M.; Lobry, J.; Maury-Brachet, R.; Nowaczyk, A.; Sauriau, P.-G.; Sautour, B.; Budzinski, H.; Chaalali, A.; David, V.; Davoult, D.; del Amo, Y.; Dessier, A.; Dévier, M.-H.; Goberville, E.; Gouillieux, B.; Gourves, P.-Y.; Jatteau, P.; Lauzent, M.; Munoz, G.; Nzigou, A.R.; Pasquaud, S.; Pierron, F.; Richirt, J.; Rochard, E.; Savoye, N.; Tapie, N. (2020). Biodiversité et fonctionnement écologique, in: Sautour, B. et al. L'estuaire de la Gironde: un écosystème altéré? Entre dynamique naturelle et pressions anthropiques. pp. 132-209 + Annexes 339-348. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396082]

[8] Leitinger, J.; Schüler, L.; Nestler, S. (2021). Among us: first record of the non-indigenous amphipod Incisocalliope aestuarius (Watling and Maurer, 1973) in Germany. Bioinvasions Records 10(4): 875-884. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=347519]

[9] Verduin, E.; Leewis, L.; van Haaren, T. (2018). Macrozoöbenthosonderzoek in de zoute Rijkswateren 2016: Delta (Grevelingen, Oosterschelde, Westerschelde en Veerse Meer. Eurofins Omegam B.V./Eurofins AquaSense: Amsterdam-Duivendrecht. 142 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396081]

[10] van Haaren, T. (2021). Persoonlijke mededeling.

Megabalanus coccopoma

Grote roze zeepok

© www.jackshells.org

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854) [1]

De Grote roze zeepok *Megabalanus coccopoma* was oorspronkelijk enkel te vinden langs de **westkusten van Centraal- en Zuid-Amerika**. Deze zeepok werd in Europa voor de eerste maal waargenomen in 1851, op de **romp van een schip** aangemeerd in Le Havre, Frankrijk. In België nam men deze exoot voor het eerst waar in **1997** op boeien vóór de kust. De Grote roze zeepok is een opportunistische soort en maakt deel uit van de vaste aangroeigemeenschap van scheepsrompen en andere harde oppervlakken. Bovendien treedt ze in competitie met inheemse zeepokken.

Oorspronkelijke verspreiding

Oorspronkelijk kwam de Grote roze zeepok voor langs de Centraal- en Zuid-Amerikaanse kusten van de tropische Stille Oceaan [2]. Deze zeepok is inheems ter hoogte van de kusten van Baja Californië tot Peru [3]. Het is een opportunistische soort die zich het best vestigt in recent verstoorde gebieden, op scheeprompen, boeien of op grote kreeftachtigen in de lage intergetijdenzone, tot op een diepte van maximaal 100 meter [4].

Eerste waarneming in België

Tijdens een studie over de aangroeigemeenschap op boeien voor de Belgische kust, vond men in 1997 voor het eerst een tiental exemplaren van deze zeepok op een boei ter hoogte van de Kwintebank, op zo'n 10 km vóór de kust van Nieuwpoort [2].

Verspreiding in België

Sinds 1997 worden exemplaren van de Grote rode zeepok gemeld in de Belgische wateren, zowel op boeien als op drijvende voorwerpen [2,5-7].

In het studiegebied werden in 2006 losliggende en lege exemplaren gevonden in een koelwaterinlaat van de elektriciteitscentrale van Borssele, in de Nederlandse Westerschelde. Wellicht zijn deze exemplaren gestorven door te lage temperaturen [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming voor Europa dateert van 1851, toen deze zeepok op de romp van een schip in Le Havre (Noordwest-Frankrijk) werd gevonden [9].

In Nederland dateert de eerste waarneming van de Grote roze zeepok van 1976, op boeien vóór de kust van Terschelling, in het noorden van Nederland. Er werden toen een tiental exemplaren verzameld. De identificatie was echter niet evident. Oorspronkelijk werden deze levende zeepokken geïdentificeerd als het Vulkaantje *Perforatus perforatus* [10]. Toen men enkele jaren later dit materiaal herbekeek vermoedde men dat het ging om de Zeetulp *Megabalanus tintinnabulum* [11]. Nog later bleek ook dit verkeerd te zijn, en na een derde onderzoek stelde men vast dat het eigenlijk ging om de Grote roze zeepok *Megabalanus coccopoma* [2].

Een volgende gerapporteerde waarneming voor Nederland kwam er pas in 2004. Toen werd een dood exemplaar aangetroffen op een aangespoeld plastic vat bij Domburg, in het zuidwesten van Nederland [8]. In 2007 spoelde op het strand van Ter Heijde, nabij Den

Haag, nog een individu aan waarvan het niet duidelijk is of het om een dood of levend exemplaar ging [7]. In 2009 werd deze exoot – levend – gesignaleerd in de Oosterschelde, nabij Bruinisse [12].

Naast Frankrijk en Nederland zijn er geen gerapporteerde meldingen van deze zeepok uit andere buurlanden [13]. De soort komt wel regelmatig voor in de aangroeigemeenschap op schepen, maar wordt dikwijls fout geïdentificeerd [14]. Wereldwijd komt de zeepok nog op verschillende locaties voor, zoals het oosten van de Verenigde Staten, Noord-Afrika, Japan en Australië [15].

Wijze van introductie

In de literatuur worden twee mogelijke introductiewijzen vermeld. Enerzijds kunnen volwassen individuen getransporteerd worden door zich vast te hechten op scheeprompen, waarbij de larven telkens op andere bestemmingen vrijgelaten worden in de waterkolom. Anderzijds kan transport van larven via het ballastwater optreden [2]. Deze laatste mogelijkheid wordt echter in twijfel getrokken omdat de larven van deze exoot immers minder tolerant zijn voor de algemene strenge ballastwatercondities [4].

In de Verenigde Staten kunnen de larven zich ook op natuurlijke wijze behoorlijk snel verspreiden richting het noorden, door mee te liften van de Golfstroom [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Grote roze zeepok is een opportunistische soort en vestigt zich op allerhande harde ondergronden, waarbij verstoorde en onbegroeide substraten de voorkeur genieten [4]. Het is een snelle groeier die tot 5 cm groot wordt, zowel in hoogte als in diameter. Deze exoot treedt gemakkelijk in competitie met andere soorten voor ruimte en voedsel [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Gevestigd op scheepsrompen kan deze zeepok op diverse plaatsen zijn larven in de waterkolom vrijlaten. Zoals alle zeepokken heeft de Grote roze zeepok vrijzwemmende larven [17] die tot drie weken in de waterkolom vertoeven en in die tijd meegenomen worden door de heersende stromingen. Zo verspreiden ze zich naar nieuwe habitats, waar ze zich vervolgens kunnen vestigen als de milieuomstandigheden geschikt zijn [4].

Hoewel de Grote roze zeepok een tropische soort is, kan ze zich makkelijk aanpassen aan een nieuwe, koudere omgeving [18]. De larven van de Grote roze zeepok kunnen nog perfect een metamorfose ondergaan bij 16 °C, een opmerkelijk lagere temperatuur dan in zijn natuurlijk verspreidingsgebied. Daardoor is het waarschijnlijk dat lagere temperaturen geen

barrière vormen voor deze zeepok en dat ze zich in de toekomst nog verder noordwaarts zal verspreiden [3].

Het zoutgehalte is in een nog mindere mate een bepalende factor voor het al dan niet kunnen vestigen van *Megabalanus coccopoma*. Hoewel de soort het beste gedijt in zout water, kan hij ook zonder al te veel problemen periodes overleven met een relatief laag zoutgehalte en kan bovendien ook gebieden met variabele saliniteit aan [18].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De vestiging en groei op structuren zoals scheepsrompen, boeien en verschillende andere (visserij)materialen veroorzaken problemen. De verhoogde weerstand die schepen ondervinden om door het water te glijden leidt tot een minder efficiënt brandstofverbruik. Vasthechting van zeepokken kan worden opgelost door het reinigen van de romp of kan vermeden door behandeling met een aangroeiwerende verf, wat echter een dure onderneming is [19]. Bovendien brengen vele van deze verven schade toe aan het ecosysteem. Sommige verven veroorzaken milieuschade tot lange tijd nadat ze uit circulatie werden genomen, zoals tributyltin (TBT), waarvan het gebruik reeds sinds 2003 verboden werd [20].

De competitie met andere filtervoedende- en/of aangroeisoorten voor voedsel en ruimte kan effect hebben op de inheemse gemeenschap [21]. De twee niet-inheemse zeepokken *Megabalanus tintinnabulum* (Zeetulp) en *Megabalanus coccopoma* (Grote roze zeepok) treden niet enkel in concurrentie met onze inheemse soorten, maar ook met elkaar. Een onderzoek in Zuid-Brazilië toont namelijk aan dat wanneer beide soorten in competitie treden, de Grote roze zeepok in aantallen toeneemt ten koste van de Zeetulp [22].

Specifieke kenmerken

De Grote roze zeepok kan tot 5 cm groot worden, zowel in de breedte als in de hoogte, en is daarmee één van de grotere zeepokken. De schaal bestaat uit zes overlappende kalkplaten, waarbij de niet-overlappende delen glad en rozerood zijn en de relatief smalle overlappende delen paars tot wit zijn. De centrale opening is eveneens smal [4]. Zeepokken voeden zich enkel wanneer ze zich onder het water bevinden. Dan wordt de centrale opening geopend en steken ze hun zes paar lange en behaarde rankpoten of cirri naar buiten. Hiermee filteren ze kleine voedseldeeltjes uit het water.

In het veld kan men deze zeepok relatief eenvoudig onderscheiden van de eveneens tropische Zeetulp *Megabalanus tintinnabulum*. De Grote roze zeepok heeft een kegelvormige schelp, een smalle cirkelvormige tot ovale centrale opening en een rozerode kleur, terwijl de Zeetulp een eerder cilindervormige schelp, een minder afgeronde opening en een roze tot paarse kleur heeft [23].

Verder zijn zeepokken simultaan tweeslachtig (hermafrodiet). Ze hebben een lange fallus of penis om een naburige zeepok te bevruchten [17]. De larven gaan door verschillende nauplius stadia, waarna er een transformatie gebeurt tot een niet-voedende cyprislarve. De cyprislarven zijn volledig afhankelijk van de energie die opgeslagen werd gedurende eerdere voedingsstadia. Deze beschikbare energie bepaalt hun overlevingssucces in het juveniele stadium [3,24,25].

De Grote roze zeepok kan metalen zoals koper (Cu), lood (Pb) of zink (Zn), die normaal gezien giftig kunnen zijn, opslaan in zijn lichaam. Door de concentratie aan deze stoffen in bepaalde weefsels van het lichaam te meten kunnen wetenschappers een beeld krijgen van de toestand en het verloop van de waterkwaliteit doorheen de tijd, en wat dit voor gevolgen heeft gehad op de aanwezige fauna [26].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=149682 (2024-10-18).

[2] Kerckhof, F.; Cattrijsse, A. (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. Senckenb. Marit. 31(2): 245-254. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25318]

[3] Crickenberger, S.; Walther, K.; Moran, A.L. (2017). Lower thermal limits to larval development do not predict poleward range limits of the introduced tropical barnacle *Megabalanus coccopoma*. Invertebr. Biol. 136(1): 37-49. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296742]

[4] Newman, W.A.; McConnaughey, R.R. (1987). A tropical eastern Pacific barnacle, *Megabalanus coccopoma* (Darwin), in southern California, following El Niño 1982-83. Pacif. Sci. 41: 1-4. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=204522]

[5] Kerckhof, F.; Van Outryve, R. (2005). Verslag van de excursie naar Koksijde op 29 november 2003. De Strandvlo 25(1): 19-25. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72346]

[6] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[7] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Grote roze zeepok - *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854). https://waarnemingen.be/soort/view/106300?from=2007-08-31&to=2009-08-31&species=106300&prov=0&akt=0&from=1983-08-17&to=2009-08-31&prov=0 (2018-07-24).

[8] Van Nieulande, F.; Raad, H.; Faasse, M. (2006). De exotische zeepok *Megabalanus coccopoma* (Darwin, 1854) autochtoon voorkomend bij Borssele. Het Zeepaard 66(6): 174-176. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=106306]

[9] Nilsson-Cantell, C.A. (1932). Revision der Sammlung rezenter Cirripedien des Naturhistorischen Museums in Basel. Verh. Naturforsch. Ges. Basel. 42: 103-137. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=196984]

[10] Buizer, D.A.G. (1978). First autochtonous records of *Balanus perforatus* Bruguière (Cirripedia Balanomorpha) and *Conchoderma auritum* (L;) (Cirripedia Lepadomorpha) in the coastal waters of the Netherlands. Zoöl. Bijdr. 23: 34-37. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141154]

[11] Buizer, D.A.G. (1980). *Balanus tintinnabulum* (L., 1758) autochtonous in the Netherlands with notes on size and growth of other operculate barnacles (Cirripedia, Balanomorpha). Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 7(15): 149-154. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197092]

[12] Lengkeek, W.; Kerckhof, F. (2009). Eerste melding van exotische zeepok in Nederland. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=15766 (2018-07-24).

[13] DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2018). Species Factsheet: *Megabalanus coccopoma*. http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53378 (2018-07-24).

[14] Kerckhof, F. (2011). Persoonlijke mededeling.

[15] Crickenberger, S. (2014). Range limits, range shifts, and lower thermal tolerance in the tropical barnacle *Megabalanus coccopoma*. PhD Thesis. Clemson University: Clemson, South Carolina. 135 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299219]

[16] Hare, J.A.; Govoni, J.J. (2005). Comparison of average larval fish vertical distributions among species exhibiting different transport pathways on the southeast United States continental shelf. Fish. Bull. 103: 728-736. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=70403]

[17] Smithsonian Marine Station at Fort Pierce (2018). Indian River Lagoon Species Inventory: *Megabalanus coccopoma* Darwin, 1854. http://www.sms.si.edu/irlspec/Megabalanus_coccopoma.htm (2018-07-24).

[18] Spinuzzi, S.; Schneider, K.R.; Walters, L.J.; Yuan, W.S.; Hoffman, E.A. (2013). Tracking the distribution of non-native marine invertebrates (*Mytella charruana, Perna viridis* and *Megabalanus coccopoma*) along the south-eastern USA. Marine Biodiversity Records 6: 55. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296743]

[19] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[20] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

[21] Perreault, R.T. (2004). An exotic tropical barnacle, *Megabalanus coccopoma* (Darwin 1854), in Louisiana: its probable arrival and environmental implications. Proc. La. Acad. Sci. 66: 13-16. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=204521]

[22] Young, P.S. (1994). The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. Bolm Mus. nac., N.S., Zool. 356: 1-36. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141161]

[23] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Degraer, S. (2010). The barnacles *Chirona (Striatobalanus) amaryllis* (Darwin 1854) and *Megabalanus coccopoma* (Darwin 1854) (Crustacea, Cirripedia): two invasive species new to tropical West African waters. Afr. J. Mar. Sci. 32(2): 265-268. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=199831]

[24] Pechenik, J. (2006). Larval experience and latent effects–metamorphosis is not a new beginning. Integr. Comp. Biol. 46: 323-333. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=66898]

[25] Tremblay, R.; Olivier, F.; Bourget, E.; Rittschof, D. (2007). Physiological condition of *Balanus amphitrite* cyprid larvae determines habitat selection success. Mar. Ecol. Prog. Ser. 340: 1-8. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=261478]

[26] Reis, P.A.; Salgado, M.A.; Vasconcelos, V. (2011). Barnacles as biomonitors of metal contamination in coastal waters. Est., Coast. and Shelf Sci. 93(4): 269-278. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296694]

Megabalanus tintinnabulum

Zeetulp

© Hans Hillewaert

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Megabalanus tintinnabulum (Linnaeus, 1758) [1]

De Zeetulp *Megabalanus tintinnabulum* – een zeepok – kwam oorspronkelijk alleen voor in **tropische wateren**. Het exacte oorsprongsgebied is niet gekend, hoewel sommigen verwijzen naar de westkust van Afrika en de Indo-Pacifische regio. De soort werd in Nederland al in 1764 waargenomen op **scheepsrompen**. Langsheen de Belgische kust werden in **1998** populaties van deze exoot op boeien ontdekt. De Zeetulp behoort tot de vaste aangroeigemeenschap van scheepsrompen en andere harde oppervlakken. Deze zeepok treedt, wegens haar grootte, in competitie met inheemse zeepokken.

Oorspronkelijke verspreiding

De Zeetulp is een kosmopoliet in warme zeeën [2]. Het is niet gekend waar deze zeepok exact vandaan komt [3]. Sommige publicaties verwijzen naar de westkust van Afrika en naar de Indo-Pacifische regio [4]. Dit diertje is een typische aangroeisoort op harde oppervlakken [5] en komt vooral voor in het sublittoraal, i.e. de zone net onder de laagwaterlijn [6]. Heel soms vind je deze zeepok ook in de lage intergetijdenzone [7].

Eerste waarneming in België

Tijdens onderzoek naar de aangroeigemeenschap op boeien voor de Belgische kust, werden in 1998 voor het eerst exemplaren van de Zeetulp gevonden op drie verschillende locaties. Deze boeien werden tijdelijk uitgelegd en bevonden zich op verschillende afstanden uit de kust [5].

In 1881 werd bij ons reeds melding gemaakt van deze exoot, maar toen ging het om aangespoelde exemplaren [8]. Omdat het niet zeker is dat deze aangespoelde exemplaren ook effectief uit het Belgisch deel van de Noordzee afkomstig waren, wordt dit niet beschouwd als de eerste waarneming van deze soort.

Verspreiding in België

Na 1998 treft men regelmatig individuen aan op boeien vóór onze kust [2,9]. Ook op het strand en langsheen de Nederlandse Westerschelde kunnen geregeld aangespoelde exemplaren gevonden worden. Het gaat hier zowel om exemplaren afkomstig van scheepsrompen als om aangespoelde fossielen uit het Plioceen [10,11]. Zo werd bijvoorbeeld in 2005 een exemplaar waargenomen in De Panne, tussen het aanspoelsel op het strand [12].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste Europese melding van de Zeetulp dateert uit 1764 in Noord-Holland (Nederland). De exoot werd aangetroffen op een aangemeerd schip afkomstig uit Ghana [10]. Na 1764 spoelde deze zeepok regelmatig aan langs de westkust van Nederland, tussen Schouwen-Duiveland (Zeeland) en Schiermonnikoog (Waddenzee) [10,11]. Bij het bestuderen van aangespoelde Zeetulpen, is de herkomst van het exemplaar soms te achterhalen. Zo ontdekte men roestsporen op de onderzijde van aangespoelde exemplaren in Nederland, waardoor men kon besluiten dat deze individuen hoogstwaarschijnlijk losgekomen waren van scheepsrompen [4].

Zowel langs de Franse kust [3] als in het Verenigd Koninkrijk [13] en in het Middellandse Zeegebied [14] kan men de Zeetulp aantreffen. Echter, in het Verenigd Koninkrijk, noch in het Middellandse Zeegebied, zijn er permanente populaties van deze soort gekend [13,14].

Wijze van introductie

Bij de Zeetulp zijn hoofdzakelijk de larven verantwoordelijk voor de verspreiding. Zo kunnen de vrijzwemmende larven via ballastwater naar nieuwe gebieden getransporteerd worden. Anderzijds laten de vastzittende volwassen exemplaren van de Zeetulp (bv. op scheepsrompen) hun larven vrij in de omgeving waar ze zich op dat moment bevinden [5]. De larven zwemmen rond in de waterkolom en kunnen zich al na vier dagen vestigen [15].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Zeetulp kan aanzienlijk groot worden: tot 7,5 cm, zowel in diameter als in hoogte. Deze afmetingen zorgen ervoor dat deze exoot andere vastzittende organismen zoals zakpijpen, sponzen, mosselen of zelfs andere pokken, gemakkelijk kan overgroeien en met hen in competitie kan treden voor voedsel en ruimte [16].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het voorkomen van de Zeetulp is vooral beperkt tot het sublitoraal. Dichter bij de kust – in de getijdenzone – slagen de larven er door o.a. de golfslag niet in om zich te vestigen. Daarnaast speelt ook de aanwezigheid van licht een belangrijke rol: in de intergetijdenzone is de intensiteit van het licht immers te sterk, terwijl er dieper in zee dan weer onvoldoende licht aanwezig is voor de Zeetulp [17,18].

Temperatuur en zoutgehalte zijn minder belangrijk voor het overleven van de soort, hoewel het hier toch om een typische mariene soort gaat [6]. De Zeetulp kan temperaturen tot 35 °C weerstaan [7].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Zeetulp is een vastzittende soort die zich kan vestigen op verschillende substraten, waaronder scheepsrompen. Dit verhoogt de weerstand van schepen tijdens het varen en resulteert in minder efficiënt brandstofverbruik. Vasthechting van zeepokken kan vermeden worden door een behandeling met een aangroeiwerende verf, wat echter een dure onderneming is [19]. Bovendien brengen vele van deze verven schade toe aan het ecosysteem. Sommige verven veroorzaken milieuschade tot lange tijd nadat ze uit

circulatie werden genomen, zoals tributyltin (TBT), waarvan het gebruik reeds sinds 2003 verboden werd [20].

Indien de Zeetulp zich hier blijvend zou vestigen, dan kan ze concurreren met inheemse soorten. De twee nauw verwante niet-inheemse zeepokken *Megabalanus tintinnabulum* (Zeetulp) en *Megabalanus coccopoma* (Grote roze zeepok) treden niet enkel in concurrentie met onze inheemse soorten, maar ook met elkaar. Een onderzoek in Zuid-Brazilië toont namelijk aan dat wanneer beide soorten in competitie treden, de Grote roze zeepok in aantallen toeneemt ten koste van de Zeetulp [21].

Specifieke kenmerken

De Zeetulp is relatief groot ten opzichte van andere zeepokken. Deze soort bereikt een diameter en hoogte tot 7,5 cm en heeft een roze tot paarse kleur. De stevige schaal bestaat uit zes kalkplaten en de overlap tussen twee kalkplaten is duidelijk te herkennen, omdat de schaal op deze plaatsen duidelijk horizontaal gestreept is. Waar geen overlap is, is de schaal niet geribd maar glad. Jonge individuen zijn kegelvormig terwijl de volwassenen eerder cilindervormig worden door het verbreden van de opening [13]. Zeepokken voeden zich enkel wanneer ze zich onder het water bevinden. Dan wordt de centrale opening geopend en steken ze hun zes paar lange en behaarde rankpoten of cirri naar buiten. Hiermee filteren ze kleine voedseldeeltjes uit het water.

De Zeetulp is in het veld te onderscheiden van de eveneens tropische zeepok *Megabalanus coccopoma* door zijn cilindervormige schelp, een minder afgeronde opening en een roze tot paarse kleur, terwijl *Megabalanus coccopoma* een kegelvormige schelp, een cirkelvormige tot ovale centrale opening en rozerode kleur heeft [22,23]. Verder heeft de Zeetulp dikwijls een typische diamantvormige opening. Ten slotte vormen ook de sluitplaatjes een goed kenmerk om de soort te herkennen [11,13].

Verder zijn zeepokken simultaan hermafrodiet, wat betekent dat ze op hetzelfde moment zowel mannelijk als vrouwelijk zijn. Ze zouden bijgevolg aan zelfbevruchting kunnen doen, maar dit wordt zoveel mogelijk vermeden. Ze beschikken tevens over een lange penis om een naburige zeepok te bevruchten [7].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Megabalanus tintinnabulum* (Linnaeus, 1758). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106225 (2024-10-18).

[2] Kerckhof, F. (2002). Barnacles (Cirripedia, Balanomorpha) in Belgian waters, an overview of the species and recent evolutions, with emphasis on exotic species. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 72(Suppl.): 93-104. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66768]

[3] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[4] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[5] Kerckhof, F.; Cattrijsse, A. (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. Senckenb. Marit. 31(2): 245-254. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25318]

[6] Fernando, S.A. (1999). Reproductive biology of tropical barnacles., in: Thompson, M.-F. et al. Barnacles: the biofoulers. Regency Publications: New Delhi: pp. 51-67. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=35437]

[7] National Introduced Marine Pest Information System (NIMPIS) (2018). *Megabalanus tintinnabulum* general information. National Introduced Marine Pest Information System. http://www.marinepests.gov.au/nimpis (2018-07-24).

[8] Pelseneer, P. (1881). Etudes sur la faune littorale de la Belgique: Tuniciers, crustacés, vers, échinodermes et coelentérés recueillis en 1881 sur la côte belge. Bull. Soc. Malac. Belgique 16: 168-173. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=122081]

[9] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[10] Holthuis, L.B.; Heerebout, G.R. (1972). Vondsten van de zeepok *Balanus tintinnabulum* (Linnaeus, 1758) in Nederland. Zoologische Bijdragen 13: 24-31. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=195971]

[11] Huwae, P.H.M. (1985). De Rankpotigen (Crustacea - Cirripedia) van de Nederlandse kust. Tabellenserie van de Strandwerkgemeenschap (SWG), 28. Strandwerkgemeenschap: Leiden. 44 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197223]

[12] Kerckhof, F.; Haelters, J. (2005). Enkele opmerkelijke waarnemingen en strandingen in 2004 en 2005. De Strandvlo 15(3-4): 101-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=78684]

[13] Southward, A.J. (2008). Barnacles: keys and notes for the identification of British species. Synopses of the British Fauna, N.S. 57. Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 978-1-85153-270-4. viii, 140 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119980]

[14] Zenetos, A.; Cinar, M.E.; Pancucci-Papadopoulou, M.A.; Harmelin, J.G.; Furnari, G.; Andaloro, F.; Bellou, N.; Streftaris, N.; Zibrowius, H. (2005). Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. Mediterr. Mar. Sci. 6(2): 63-118. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=109742]

[15] Thiyagarajan, V.; Venugopalan, V.P.; Subramoniam, T.; Nair, K.V.K. (1997). Description of the naupliar stages of *Megabalanus tintinnabulum* (Cirripedia: Balanidae). J. Crust. Biol. 17(2): 332-342. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=199607]

[16] Foster, B.A. (1987). Barnacle ecology and adaptation., in: Southward, A.J. Barnacle biology. Crustacean Issues, 5. pp. 113-133. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=58983]

[17] Daniel, A. (1957). Influence of stage of tide on the attachment of barnacle cyprids. J. Bombay Nat. Hist. Soc. 54(4): 866-868. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141030]

[18] Daniel, A. (1957). Illumination and its effects on the settlement of barnacle cyprids. Proc. Zool. Soc. Lond. 129(3): 305-313. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141123]

[19] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[20] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

[21] Young, P.S. (1994). The Balanoidea (Cirripedia) from the Brazilian coast. Bolm Mus. nac., N.S., Zool. 356: 1-36. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141161]

[22] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Degraer, S. (2010). The barnacles *Chirona (Striatobalanus) amaryllis* (Darwin 1854) and *Megabalanus coccopoma* (Darwin 1854) (Crustacea, Cirripedia): two invasive species new to tropical West African waters. Afr. J. Mar. Sci. 32(2): 265-268. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=199831]

[23] Power, A.; Rahn, A.; Bliss, T. (2007). Aquatic invasive species: A guide to non-native species in coastal Georgia. University of Georgia: Savannah. 12 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296745]

Melita nitida

Elegante honingvlokreeft

© Hans Hillewaert

Lector
Pieter Boets

Wetenschappelijke naam
Melita nitida S.I. Smith in Verrill & Smith, 1874 [1]

De Elegante honingvlokreeft *Melita nitida* was oorspronkelijk enkel terug te vinden langs de **oost- en westkusten van Noord-Amerika**. Via de scheepvaart (op **scheepsrompen of** in het **ballastwater**) bereikte de soort Europa, waar hij in **1998** voor het eerst werd opgemerkt in de Nederlandse Westerschelde. Dit niet-inheemse vlokreeftje werd voor het eerst in België waargenomen in 2003, in de Zeeschelde ter hoogte van Doel. Opmerkelijk is dat dit vlokreeftje vooral voorkomt onder Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas* en onder stenen: plekken die door inheemse vlokreeften minder bevolkt worden.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van de Elegante honingvlokreeft strekt zich uit langs de Atlantische – van de Saint Lawrencebaai (Canada) tot het Yucatan schiereiland (Mexico) – en de Pacifische kusten van Noord-Amerika – van de Straat van Georgia in Canada tot de Elkhorn delta in Californië [2].

Mogelijk ligt de oorsprong van dit vlokreeftje enkel aan de oostkust van Noord-Amerika en werd de soort geïntroduceerd aan de westkust, door de massale invoer van de Amerikaanse oester *Crassostrea virginica* voor aquacultuur [2].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van het Elegante honingvlokreeftje in het studiegebied was tevens de eerste waarneming van de soort in Europa. Op 13 oktober 1998 werd in het brakke deel van de Nederlandse Westerschelde, nabij Bath, een vlokreeftje aangetroffen, dat oorspronkelijk als *Melita* sp. gedetermineerd werd [3]. Later bleek dat het hier om de Elegante honingvlokreeft *Melita nitida* ging [4].

Waarnemingen in de Belgische Zeeschelde lieten tot 2003 op zich wachten, toen de Elegante honingvlokreeft werd waargenomen ter hoogte van Oude Doel (ten noorden van Doel) [5].

Verspreiding in België

In het studiegebied werden na de eerste waarneming in de Nederlandse Westerschelde ook exemplaren van deze exoot aangetroffen nabij Walsoorden (1999) en Baarland (2000) [2]. Stroomopwaarts verscheen de soort in 2003 voor de eerste maal op Belgisch grondgebied, nabij Doel, en werd hier in 2004 opnieuw waargenomen, evenals ter hoogte van Fort Liefkenshoek [5]. In dit beperkt verspreidingsgebied worden relatief grote hoeveelheden van deze exoot gevonden [2].

In het najaar van 2009 werd de Elegante honingvlokreeft aangetroffen in het Verbindingsdok te Zeebrugge [6]. Het bleek hier slechts om twee individuen te gaan, over een totaal van 43 verzamelde stalen in de havens van Oostende, Nieuwpoort, Blankenberge en Zeebrugge. Dit wijst erop dat de soort slechts beperkt en in lage dichtheden voorkomt in de Belgische kusthavens [6].

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland werd dit vlokreeftje, naast de Westerschelde, ook geregistreerd in het Noordzeekanaal – dat Amsterdam met de Noordzee verbindt – ter hoogte van IJmuiden en in de Nieuwe Waterweg, i.e. de artificiële monding van de Rijn die Rotterdam met de Noordzee verbindt [7].

In 2010 werden in het brakke deel van het kanaal van Kiel (Duitsland) een aantal exemplaren van dit vlokreeftje gevonden op artificieel hard substraat [7]. In 2014 werden 13 exemplaren, waarvan drie mannetjes, gevonden in de haven van Gdynia (Polen) [8]. In Frankrijk werd dit vlokreeftje tussen 2013 en 2016 gevonden in intertidale oesterbedden en onder stenen in het Bekken van Arcachon, het meer van Hossegor en de Gironde [9].

Wijze van introductie

De Elegante honingvlokreeft heeft waarschijnlijk de Westerschelde bereikt vanuit Noord-Amerika, vastgehecht aan scheepsrompen of via ballastwater [2]. Na de introductie maakt de goede zwemcapaciteit van volwassen exemplaren de actieve verspreiding van deze exoot mogelijk [10].

Factoren waardoor deze soort succesrijk is in onze contreien

De verspreiding van het Elegante honingvlokreeftje in de Westerschelde wordt voornamelijk begunstigd door de aanwezigheid van harde substraten, zoals stenen oeververstersingen en kaaimuren. Oesters die zich op deze substraten bevestigen creëren vervolgens het ideale habitat voor deze exoot [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De hoge tolerantiegraad en het aanpassingsvermogen van het Elegante honingvlokreeftje zorgen ervoor dat hij zich praktisch overal succesvol kan vestigen. De exoot wordt aangetroffen in brak water met zoutgehaltes van 3 tot 20 psu (en uitzonderlijk tot 30 psu) en watertemperaturen tot 32 °C [2]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

Daarenboven komt de soort voor in een wijd spectrum van habitats, variërend van moerassen in intergetijdengebieden en modderige rivierbodems tot harde substraten onder de laagwaterlijn [2,7]. Ze heeft aangetoond te kunnen overleven in wateren belast met verontreiniging door koolwaterstoffen [11] en is tolerant tegenover lage zuurstofconcentraties [10].

Opmerkelijk is dat het Elegante honingvlokreeftje bij ons voornamelijk verzameld werd in spleten tussen Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas* en het substraat waaraan deze zijn vastgehecht [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Elegante honingvlokreeftje (maximaal 12 mm groot) komt in onze streken voor samen met twee inheemse vlokreeftjes; de grotere Sprinkhaanvlokreeft *Gammarus locusta* (tot 30 mm groot) [12] en de sterk verwante *Melita palmata* (tot 16 mm groot) [13]. Voorlopig werd nog geen competitie aangetoond met de inheemse soorten, maar mogelijk komt hier verandering in als het verspreidingsgebied van de exoot groter wordt en de aantallen toenemen [2]. De permanente vestiging van het Elegante honingvlokreeftje in nieuwe gebieden wijst er immers op dat dit een robuuste en sterk competitieve soort is. Anderzijds kan competitie mogelijk uitblijven doordat het Elegante honingvlokreeftje zich bij ons voornamelijk vestigt in een nichehabitat – in de spleten tussen oesters en stenen – dat niet door de inheemse soorten ingenomen wordt [2].

Specifieke kenmerken

Exemplaren van deze soort zijn meestal voorzien van grijsbruine, soms groene dwarsbanden op lichaam, poten en antennen. Met het blote oog is het Elegante honingvlokreeftje moeilijk te onderscheiden van andere vlokreeftsoorten zoals *Melita palmata* [4]. Met een microscoop kunnen kleine stekels langs de zijkanten van zijn schild worden waargenomen, die uniek zijn voor het Elegante honingvlokreeftje [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Melita nitida* S.I. Smith in Verrill & Smith, 1874. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=146922 (2024-10-18).

[2] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2003). The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and Incisocalliope aestuarius (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquat. Ecol. 37(1): 13-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=34073]

[3] van Moorsel, G.W.N.M.; Waardenburg, H.W. (1999). De sublitorale begroeiing van de geulwandverdediging bij Bath in de Westerschelde in 1998. Bureau Waardenburg Rapport, 99.02. Bureau Waardenburg: Culemborg. 39 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=135544]

[4] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2000). Nieuwe en minder bekende vlokreeftjes van sublitorale harde bodems in het Deltagebied (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea). Ned. Faunist. Meded. 11: 19-44. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37555]

[5] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[6] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[7] Reichert, K.; Beermann, J. (2011). First record of the Atlantic gammaridean amphipod *Melita nitida* Smith, 1873 (Crustacea) from German waters (Kiel Canal). Aquat. Invasions 6(1): 103-108. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207816]

[8] Normant-Saremba, M.; Marszewska, L.; Kerckhof, F. (2017). First record of the North American amphipod *Melita nitida* Smith, 1873 in Polish coastal waters. Oceanological and Hydrobiological Studies 46(1): 108-115. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=284454]

[9] Gouillieux, B.; Lavesque, N.; Blanchet, H.; Bachelet, G. (2016). First record of the non-indigenous *Melita nitida* Smith, 1873 (Crustacea: Amphipoda: Melitidae) in the Bay of Biscay (NE Atlantic). Bioinvasions Records 5(2): 85-92. [http://www.vliz.be/imis?module=ref&refid=296791]

[10] Cadien, D.B. (2005). Hadzioidea of the NEP (Equator to Aleutians, intertidal to abyss): a review. [S.n.]: [s.l.]: 26. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207817]

[11] Borowsky, B.; Aitken-Ander, P.; Tanacredi, J.T. (1997). Changes in reproductive morphology and physiology observed in the amphipod crustacean, *Melita nitida* Smith, maintained in the laboratory on polluted estuarine sediments. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 214(1-2): 85-95. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312323]

[12] Telnes, K. (2018). The Marine Flora & Fauna of Norway. http://www.seawater.no/fauna/arthropoda/locusta.html (2018-08-06).

[13] Marine Species Identification Portal (2018). Macrobenthos of the North Sea - Crustacea. *Melita palmata*. http://species-identification.org/species.php?species_group=crustacea&id=417 (2018-08-06).

Monocorophium sextonae

Sexton's slijkgarnaal

© Erwin Reuvers

Lector
Pieter Boets

Wetenschappelijke naam

Monocorophium sextonae (Crawford, 1937) [1]

De wetenschappelijke soortnaam *Monocorophium sextonae* was oorspronkelijk *Corophium sextoni* (met mannelijke uitgang 'i'). De persoon naar wie de soort in 1937 door de taxonoom Crawford werd genoemd was echter een vrouw – E.W. Sexton – en de soortnaam moest dus volgens de taxonomische regels vrouwelijk zijn. De uitgang op 'i' van 'sextoni' werd nadien rechtgezet tot het vrouwelijke 'ae' [2].

Het **oorsprongsgebied** van Sexton's slijkgarnaal *Monocorophium sextonae* is **niet bekend**. Het is trouwens niet zeker of het een niet-inheemse soort betreft in Europa. Mogelijk was de soort hier altijd al aanwezig, maar werd hij nooit opgemerkt. Dit vlokreeftje wordt bijgevolg door velen getypeerd als **cryptogeen**. De soort werd voor het eerst aangetroffen in stalen die tijdens de zomer van **1993** langs de Belgische Westkust genomen werden. Sexton's slijkgarnaal wordt gerapporteerd in de haven van Zeebrugge, in het Schelde-estuarium en op scheepswrakken vóór de Belgische kust. Het is een soort die leeft in zachte sedimenten, op andere organismen zoals wieren en sponzen en op artificiële substraten en dit vanaf het intergetijdengebied tot op een diepte van 50 meter.

Oorspronkelijke verspreiding

Over de oorspronkelijke verspreiding van Sexton's slijkgarnaal bestaat onzekerheid. Sommige wetenschappers vermoeden dat deze slijkgarnaal afkomstig is uit Nieuw-Zeeland, omdat de soort in deze regio voor het eerst (reeds vóór 1921) aangetroffen werd [3,4].

Men vermoedt dat de soort bij ons niet-inheems voorkomt op basis van waarnemingen in Plymouth (Engeland). Hoewel Sexton's slijkgarnaal hier voor 1911 niet werd aangetroffen, was de soort er 20 jaar later (in 1937) plots erg abundant [5].

Eerste waarneming in België

Sexton's slijkgarnaal werd – onder zijn toenmalige naam *Corophium sextonae* – voor het eerst in België waargenomen tijdens de zomer van 1993, in stalen die vóór de Westkust genomen werden [6].

Verspreiding in België

De soort komt vooral tijdens de herfst en winter algemeen voor op wrakken in de Noordzee [7], en kan er dichtheden van meer dan 4.000 individuen per m^2 aannemen [8]. In 2009 werd hij ook waargenomen in de haven van Zeebrugge [9], zij het wel in lage abundanties [10]. Verder komt Sexton's slijkgarnaal in het studiegebied ook voor in de Nederlandse Westerschelde [11].

Verspreiding in onze buurlanden

Sexton's slijkgarnaal werd in 1937 beschreven op basis van exemplaren die nabij Plymouth in Groot-Brittannië verzameld werden. De soort was hier in 1934 reeds abundant aanwezig. Er was toen eveneens een exemplaar voorhanden dat in 1930 nabij Lissabon (Portugal), in het estuarium van de Taag werd verzameld [5].

Vanuit Groot-Brittannië verspreidde de soort zich waarschijnlijk op natuurlijke wijze naar Ierland, waar hij in 1982 voor het eerst werd aangetroffen [12]. Momenteel komt de soort voor op de zuidelijke en westelijke Britse eilanden met een noordelijke uitbreiding tot Schotland en Ierland [13].

In Nederland werd *Monocorophium sextonae* voor het eerst aangetroffen in 1952, te IJmuiden. In 1953 werd Sexton's slijkgarnaal aangetroffen op de bruinwieren van de groep Himanthalia tussen Zandvoort en Noordwijk, in 1956 op het Uithuizerwad in de

Waddenzee en in 1960 op de eieren van de wulk *Buccinum* tussen Katwijk en Wassenaar [4]. In 2000 werd de soort algemeen waargenomen in het zuidwesten van Nederland op harde substraten op plaatsen met een verhoogd zoutgehalte, zoals het Grevelingenmeer, de Oosterschelde en de monding van de Westerschelde [11].

Ook in andere Europese landen – Italië (1950) [3], Noorwegen (1985) en Duitsland (1997) [14] – werd de soort al gesignaleerd.

Wijze van introductie

Aangezien het exacte oorsprongsgebied van Sexton's slijkgarnaal niet gekend is, blijft het onzeker of het een niet-inheemse soort betreft voor Europa [4,15].

Ervan uitgaande dat het een niet-inheemse soort betreft, werd deze vermoedelijk in Europa geïntroduceerd via de aangroei op scheepsrompen [3], via het ballastwater van schepen of via de import van oesters. Deze slijkgarnaal leeft in zelfgemaakte kokers en hecht zich aan een vast substraat (bv. scheepswanden) [14]. Eens geïntroduceerd kan de soort zich verder verspreiden via natuurlijke stromingen [14].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Na zijn introductie in Plymouth (Engeland) ging de opmars van de Sexton's slijkgarnaal gepaard met een daling in de abundantie van de *Crassicorophium bonellii*-populatie. Mogelijk lag competitie voor voedsel en plaats aan de basis hiervan [13]. Sommige auteurs denken daarom dat deze inwijkeling in competitie kan treden met de inheemse soort *Crassicorophium bonellii*. Beide soorten filteren immers hun voedsel uit de waterkolom en zijn bodembewoners die in zelfgebouwde tunnels leven [12]. Anderen denken dan weer dat het succes van de soort te wijten was aan zijn hogere tolerantie tegen de verhoogde temperaturen. Sexton's slijkgarnaal zou volgens hen genoeg verschillen van *Crassicorophium bonellii* om samenleven mogelijk te maken [12].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Monocorophium sextonae lijkt een aanzienlijke tolerantie te hebben voor zoutgehaltevariaties [3]. Mogelijk speelt temperatuur ook een voorname rol in de verdere verspreiding van deze soort [13]. Verder is er weinig geweten over de factoren die mogelijk een invloed hebben op zijn verspreiding.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er is niet veel geweten over het effect van Sexton's slijkgarnaal op het ecosysteem binnen het studiegebied. De mogelijke effecten worden als laag [16] of verwaarloosbaar [13] ingeschat, al dient gezegd te worden dat de rol van deze slijkgarnaal in de achteruitgang van de *Crassicorophium bonellii*-populatie in Plymouth (Verenigd Koninkrijk) nog onderdeel vormt van discussie [12] (zie boven).

Specifieke kenmerken

Sexton's slijkgarnaal leeft in een zelfgebouwde tunnel van modder op kelp en andere grote wieren, sponzen, koralen en artificiële substraten [12]. De soort komt ook voor in zachte sedimenten, tot op een diepte van ongeveer 50 meter [14].

De vrouwelijke individuen zijn met hun 5 mm één mm groter dan de mannelijke exemplaren. Beide zijn geel-oranje van kleur en hebben kleine ogen [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Monocorophium sextonae* (Crawford, 1937). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148603 (2024-10-18).

[2] Stock, J.H. (1994). De 'slijkgarnaal' *Corophium sextonae* (Amphipoda) plotseling talrijk in de Oosterschelde. Het Zeepaard 54(4): 82-84. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=208109]

[3] Hurley, D.E. (1954). Studies on the New Zealand amphipodan fauna No. 7. The family Corophiidae, including a new species of Paracorophium. Trans. R.Soc. N.Z. 82(2): 431-460. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207782]

[4] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[5] Crawford, G.I. (1937). A review of the amphipod genus *Corophium*, with notes on the British species. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 21(2): 589-630. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=123246]

[6] Dewicke, A. (2002). De hyperbenthische gemeenschappen van de Noordzee = Hyperbenthic communities of the North Sea. PhD Thesis. University of Ghent: Gent. 219 + 1 cd-rom pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=21549]

[7] Mallefet, J.; Zintzen, V.; Massin, C.; Norro, A.; Vincx, M.; De Maersschalck, V.; Steyaert, M.; Degraer, S.; Cattrijsse, A.; Vanden Berghe, E. (2008). Belgian shipwreck: hotspots for marine biodiversity BEWREMABI: final report. Belgian Science Policy: Brussel. 151 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=126030]

[8] Zintzen, V. (2005). Les amphipodes tubicoles de épaves du Plateau Continental Belge. De Strandvlo 25(2): 38-49. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=97453]

[9] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2012). Assessing the importance of alien macro-Crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol. Mar. Res. 66(2): 175-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206987]

[10] Boets, P. (2019). Persoonlijke mededeling.

[11] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2000). Nieuwe en minder bekende vlokreeftjes van sublitorale harde bodems in het Deltagebied (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea). Ned. Faunist. Meded. 11: 19-44. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37555]

[12] Costello, M.J. (1993). Biogeography of alien amphipods occurring in Ireland, and interactions with native species. Crustaceana 65(3): 287-299. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205695]

[13] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[14] Naylor, M. (2006). Alien species in Swedish seas: *Monocorophium sextonae*. Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhave. Sweden. 2 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207325]

[15] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[16] Wijsman, J.W.M.; De Mesel, I. (2009). Duurzame schelpdiertransporten. IMARES Wageningen Report. Imares: Wageningen. 111 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207323]

Mytilicola intestinalis

Rood darmroeipootkreeftje

© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Filip Volckaert

Wetenschappelijke naam
Mytilicola intestinalis Steuer, 1902 [1]

Het Rood darmroeipootkreeftje *Mytilicola intestinalis* is een parasitair roeipootkreeftje dat zich in het spijsverteringsstelsel van mosselen nestelt. De soort kwam oorspronkelijk voor in de **Middellandse Zee** en is ongewild in onze streken terechtgekomen samen met het **transport van mosselen**. De soort werd voor het eerst in België waargenomen in **1950** in mosselen die vanuit Nederland naar de Oostendse Spuikom getransporteerd waren. Niet veel later was de parasiet langs de hele Belgische Oostkust te vinden. Het is onduidelijk of de soort nog steeds in België voorkomt, al wordt vermoed dat het ontbreken van meldingen eerder resulteert uit het feit dat er geen specifieke aandacht aan wordt besteed.

Oorspronkelijke verspreiding

In 1902 werd deze parasiet beschreven op basis van exemplaren die in diepwatermosselen uit de Adriatische Zee (de zee tussen Italië en Kroatië) werden aangetroffen [2]. Het Middellandse Zeegebied wordt dan ook als het oorsprongsgebied van het Rood darmroeipootkreeftje beschouwd [3].

Er werd tevens geopperd dat deze parasiet mogelijk van nature in Noord-Europa voorkomt, maar omwille van de lage infectiegraad niet eerder werd opgemerkt [4].

Eerste waarneming in België

In augustus 1950 ontdekten Belgische mosseltelers voor het eerst het Rood darmroeipootkreeftje in mosselen *Mytilus edulis,* die vanuit Nederland in de Spuikom van Oostende waren ingevoerd. Tijdens de daaropvolgende maanden bleek dat deze parasiet reeds langs de volledige Belgische oostkust – van Oostende tot aan de Belgisch-Nederlandse grens – voorkwam [5].

Verspreiding in België

Tijdens inspecties van mosselen, verzameld op strandhoofden en havenpieren langs de hele Belgische kust tussen 1950 en 1958, werd het Rood darmroeipootkreeftje vooral langs de Oostkust aangetroffen. Ten noordoosten van de haven van Zeebrugge nam de populatie tijdens deze periode gestaag toe en tegen 1958 bleek 28 % (lokaal tot 66 %) van de mosselen geïnfecteerd te zijn met deze parasiet (tegenover slechts 4 tot 8 % in 1950). Ten westen van de haven bleek de parasiet veel minder aanwezig (rond 10 % tegen 1958) en ten westen van Oostende bleek deze parasiet bijna niet meer voor te komen. Deze distributie zou vooral te maken hebben met de heersende zeestromingen in oostwaartse richting. De dijk van de haven van Zeebrugge werkt op zijn beurt als een barrière voor de verdere westwaartse verspreiding van deze parasiet [6].

In 1971 werd het Rood darmroeipootkreeftje nog eens gemeld in de Oostendse Spuikom: in oktober van dat jaar bleek meer dan 24% van de mosselen geïnfecteerd te zijn [7]. Hoewel recente informatie ontbreekt, is deze parasiet waarschijnlijk nog steeds aanwezig langsheen onze kust, maar wordt er gewoon niet op gelet [8,9]. Bovendien bestaat de kans dat de verwante soort *Mytilicola orientalis* ook mosselen langs de Belgische kust infecteert [10].

Verspreiding in onze buurlanden

In tegenstelling tot het Middellandse Zeegebied, waar het Rood darmroeipootkreeftje voorkomt in Diepwatermosselen *Mytilus galloprovincialis,* worden in Noord-Europa voornamelijk Blauwe of eetbare mosselen *Mytilus edulis* geïnfecteerd.

De eerste waarneming van deze parasiet buiten de Middellandse Zee vond plaats te Portsmouth (Verenigd Koninkrijk), in 1937 [11]. In 1938 werden geïnfecteerde mosselen aangetroffen nabij Cuxhaven en Oost-Friesland in de Duitse Waddenzee [4]. Van hieruit werden de noordoostelijke kusten van de Noordzee in een noordelijk (richting Denemarken) en zuidwestelijk front (richting Nederland) gekoloniseerd [12]. De soort werd daarna gerapporteerd in Ierland (1948) [13], de Frans-Atlantische kust (Normandië, 1949) [14], Nederland (Zandkreek, 1949) [15] en Noordwest-Denenmarken (Limfjord, 1964) [11].

Na zijn introductie in Noord-Europa nam dit roeipootkreeftje in de jaren ‘50 epidemische proporties aan in de mosselpopulatie. Vandaag – meer dan 50 jaar later – is deze parasiet nog altijd wijdverspreid in het Noordzeegebied [16]. In Europa komt de soort voor van Denemarken tot Italië, het Verenigd Koninkrijk en Ierland inbegrepen, maar niet in de Baltische Zee [17]. De soort vormt vandaag geen probleem voor de mosselkweek [18], hoewel de exoot in Engeland en Spanje – waar op sommige plaatsen tot 80% van de mosselen geïnfecteerd zijn – nog steeds abundant aan te treffen is [19].

Intussen is met behulp van moleculaire technieken een cryptisch nauw verwante soort, *Mytilicola orientalis* [10], algemeen vastgesteld in Nederland (Deltagebied en Waddenzee). *Mytilicola orientalis* werd samen met Japanse oesters *Crassostrea gigas* geïntroduceerd in Frankrijk in de jaren ‘70 en verscheen in de zuidelijke Noordzee in de jaren ‘90. *Mytilicola orientalis* infecteert naast de Blauwe mossel ook de Japanse oester. Waarnemingen worden bemoeilijkt doordat de mannelijke dieren enkel genetisch van elkaar te onderscheiden zijn maar morfologisch identiek zijn.

Wijze van introductie

Waarschijnlijk werd het Rood darmroeipootkreeftje vanuit de Middellandse Zee meegedragen met geïnfecteerde mosselen voor aquacultuur of met mosselen die op de romp van schepen vastgehecht waren [3]. Na introductie in de Noordzee, ter hoogte van het Duitse Wilhelmshaven en Cuxhaven [20] in 1938, verspreidde de soort zich zowel in noordwaartse als zuidwestelijke richting (zie boven) [12].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Rood darmroeipootkreeftje is een parasiet die het op schelpdieren heeft gemunt, en nestelt zich in het spijsverteringsstelsel van Gewone mosselen *Mytilus edulis* en Diepwatermosselen *Mytilus galloprovincialis* [4]. Langs de Belgische kust vindt dit parasitair roeipootkreeftje mosselen terug als geschikte gastheer [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In tegenstelling tot andere parasieten produceert het Rood darmroeipootkreeftje slechts een relatief klein aantal nakomelingen (een 300-tal eitjes per cyclus). De larven van deze parasiet zwemmen enkele dagen vrij rond, wat een beperkte actieve verspreiding mogelijk maakt [3]. Een succesvolle voortplanting vereist dat zowel een mannelijke als een vrouwelijke parasiet in dezelfde mossel aanwezig zijn, wat onmiddellijk een beperkende factor vormt voor de infectie van mosselpopulaties. Wanneer er slechts een paar procent van de mosselen geïnfecteerd zijn, zullen er zeer weinig mosselen zijn waarin beide geslachten tegelijkertijd aanwezig zijn [4].

Mosselen hebben een vast substraat nodig om zich te vestigen. Mosselen die voorkomen in de ondiepe bodems voor de kust blijken een hogere infectiegraad te hebben dan mosselen in open zee of de populaties die zich aan pieren, touwen of in hangculturen vestigen. Dit zou te maken hebben met de neiging van de Rood darmroeipootkreeftjes om naar de bodem – weg van het licht – te zwemmen op zoek naar gastheren [4,21]. In gebieden met rustig water zonder sterke stromingen (bv. havens) is de verspreiding van de larven beperkt, waardoor ze dezelfde mosselpopulaties opnieuw infecteren. Hierdoor zijn de mosselen in havengebieden doorgaans meer geïnfecteerd dan minder beschutte mosselpopulaties [4,21].

Het Rood darmroeipootkreeftje tolereert een wijde temperatuursrange, gaande van -1,4 tot 30 °C [3]. De watertemperatuur heeft echter wél een invloed op de voortplantingscyclus van dit roeipootkreeftje. In Noord-Europa leidt een verhoogde watertemperatuur tot een populatietoename van maart tot september, terwijl deze seizoenaliteit afwezig is in de Middellandse Zee [4].

De brede zouttolerantie van deze parasiet wordt gedemonstreerd door zijn voorkomen in zowel brakke estuaria (5 psu) als in de open zee (35 psu) [3], al lijkt hij het in estuaria moeilijker te hebben om mosselen te infecteren [22].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Deze parasiet werd aanvankelijk verantwoordelijk geacht voor de massale sterfte van mosselen en de daaropvolgende stilstand van de mosselindustrie in Nederland (1949) en in Duitsland (1950). In Frankrijk werd een grote mosselsterfte waargenomen tussen 1965 en 1970 en in 1982 door infectie met *Mytilicola intestinalis*. De mosselkwekers zagen hun opbrengst van 10.000 ton in 1981 terugvallen tot 4.000 ton in 1984 [23]. Men vermoedde dat parasieten de filtercapaciteit en de voedselopname van de mosselen bemoeilijkten en zo een negatieve invloed hadden op de groeisnelheid en het vleesgewicht [23]. Doordat geïnfecteerde mosselen meer energie verbruiken, zou de parasiet onder extreme omstandigheden kunnen leiden tot massale mosselsterfte [4].

Deze stelling was echter controversieel. Zo kon niet uitgesloten worden dat andere ziekteverwekkers of ongunstige omgevingsomstandigheden verantwoordelijk waren voor de mosselsterfte [24]. Meer recent werd er aangetoond dat dit roeipootkreeftje zich enkel voedt met materiaal dat niet door de mossel zelf gebruikt wordt en er dus enkel niet-noodzakelijke voedingsstoffen van de mossel worden afgenomen [4]. Het is dus nog steeds niet zeker of het Rood darmroeipootkreeftje een (sterk) negatief effect heeft op het vleesgewicht van de getroffen mosselen [25]. Wel kan aanhechting van de parasiet de ingewanden van de mossel irriteren en beschadigen [19]. Andere indirecte effecten kunnen evenmin uitgesloten worden. Zo is het mogelijk dat de parasiet de mossel meer vatbaar maakt voor (andere) ziekteverwekkers, parasitaire infecties of toxische stoffen [4].

Controle op de introductie van schelpdieren in niet-geïnfecteerde gebieden is wellicht de meest efficiënte maatregel om infecties door het Rood darmroeipootkreeftje te voorkomen [26]. Daarnaast kan men de infectiegraad beperken door de dichtheden van de mosselen tijdens het kweken laag te houden [27]. Mosselen gekweekt op palen en touwen in snelstromend water, in open zee of in brak water blijken immers minder last te hebben van deze parasiet [4,21]. Ondanks de effectieve behandeling met insecticiden in experimentele proefopstellingen, is deze behandeling af te raden omwille van hun giftigheid voor andere mariene organismen en het milieu [23].

Naast mosselen kunnen ook oesters geïnfecteerd worden, maar het percentage blijft verwaarloosbaar laag en er werden tot noch toe geen negatieve effecten geobserveerd [27]. Verder blijkt de aanwezigheid van deze parasiet in de spijsverteringskanalen van mosselen op geen enkel vlak een gevaar te vormen voor de consument [17].

Specifieke kenmerken

Tijdens de dissectie van mosselen kan men het Rood darmroeipootkreeftje gemakkelijk herkennen aan zijn rode kleur en zijn wormachtig uiterlijk. Hierdoor wordt de infectie soms ook de ‘rode-worm-ziekte’ genoemd, wat een verwarrende terminologie is omdat het hier om een vlokreeftje gaat en niet om een worm.

Volwassen exemplaren hebben korte uitsteeksels die in paren op de rug staan. Het hoofd bezit één rode oogvlek en drie paar antennes. Het tweede paar antennes kan door de haakachtige vorm dienst doen als anker en voorkomen dat de parasiet uit het spijsverteringsstelsel van de gastheer wordt geduwd [28].

Met hun maximale lengte van 9 mm zijn de wijfjes ongeveer dubbel zo groot als de mannetjes. Wijfjes bezitten twee uitwendige eierzakken die vasthangen aan het achtereinde van hun lichaam en eveneens rood gekleurd zijn [29].

Door zijn parasitaire levenswijze heeft het bouwplan van het Rood darmroeipootkreeftje evolutionaire vereenvoudigingen ondergaan. Deze soort is veel kleiner dan andere vrijlevende roeipootkreeftjes en heeft gereduceerde monddelen [28].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Mytilicola intestinalis* Steuer, 1902. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=128900 (2024-10-18).

[2] Steuer, A. (1902). *Mytilicola intestinalis* n. gen. n. spec. aus dem Darme von *Mytilus galloprovincialis* Lam. (Vorläufige Mittheilung). Zool. Anz. 25: 635-637. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206844]

[3] Korringa, P. (1968). On the ecology and distribution of the parasitic copepod *Mytilicola intestinalis* Steuer. Bijdr. Dierkd. 38: 47-57. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206824]

[4] Davey, F.T.; Gee, J.M. (1988). *Mytilicola intestinalis*, a copepod parasite of blue mussels, in: Fisher, W.S. Disease processes in marine bivalve molluscs. Special Publication. American Fisheries Society., 18. American Fisheries Society: Bethesda: pp. 64-73. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206962]

[5] Leloup, E. (1951). Sur la présence de *Mytilicola intestinalis* Steuer le long de la côte de Belgique. Rev. Trav. Off. Pêch. Marit. 17(2): 57-58. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=12086]

[6] Leloup, E. (1960). Recherches sur la répartition de *Mytilicola intestinalis* Steuer, 1905, le long de la côte belge (1950-1958). Bull. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 36(4): 1-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7899]

[7] Leloup, E. (1973). Recherches sur l'ostréiculture dans le bassin de chasse d'Ostende en 1970 et 1971. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 49(10): 1-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3473]

[8] Kerckhof, F. (2011). Persoonlijke mededeling.

[9] Dumoulin, E. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Goedknegt, A.; Thieltges, D.; van der Meer, J.; Wegner, M.; Luttikhuizen, P. (2018). Cryptic invasion of a parasitic copepod: Compromised identification when morphologically similar invaders co-occur in invaded ecosystems. PLoS One 13(3): e0193354. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=294653]

[11] European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS). *Mytilicola intestinalis*, Steuer, 1902 - Red worm disease. https://www.nobanis.org/marine-identification-key/small-crustaceans/mytilicola-intestinalis/ (2018-10-22).

[12] Feis, M.E.; Goedknegt, M.A.; Thieltges, D.W.; Buschbaum, C.; Wegner, K.M. (2016). Biological invasions and host–parasite coevolution: different coevolutionary trajectories along separate parasite invasion fronts. Zoology (Jena) 119(4): 366-374. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=281326]

[13] Minchin, D. (2007). A checklist of alien and cryptogenic aquatic species in Ireland. Aquat. Invasions 2(4): 341-366. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=199605]

[14] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[15] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[16] Elsner, N.O.; Jacobsen, S.; Thieltges, D.W.; Reise, K. (2011). Alien parasitic copepods in mussels and oysters of the Wadden Sea. Helgol. Mar. Res. 65(3): 299-307. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206839]

[17] Meyers, T.R.; Burton, T. (2009). Diseases of wild and cultured shellfish in Alaska. Alaska Department of Fish and Game: Alaska. 130 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207808]

[18] Stock, J.H. (1993). Copepoda (Crustacea) associated with commercial and non-commercial Bivalvia in the East Scheldt, The Netherlands. Bijdr. Dierkd. 63(1): 61-64. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=116423]

[19] Robledo, J.A.F.; Santarém, M.M.; Figueras, A. (1994). Parasite loads of rafted blue mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in Spain with special reference to the copepod, Mytilicola intestinalis. Aquaculture 127: 287-302. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207866]

[20] Caspers, H. (1939). Über Vorkommen und Metamorphose von *Mytilicola intestinalis* Steuer (Copepoda paras.) in der südlichen Nordsee. Zool. Anz. 126(7-8): 161–171. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=243436]

[21] Buck, B.H.; Thieltges, D.W.; Walter, U.; Nehls, G.; Rosenthal, H. (2005). Inshore-offshore comparison of parasite infestation in *Mytilus edulis*: implications for open ocean aquaculture. J. Appl. Ichthyol. 21: 107-113. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206963]

[22] Bolster, G.C. (1954). The biology and dispersal of *Mytilicola intestinalis* Steuer, a copepod parasite of mussels. Fishery Investigations Series 2: Sea Fisheries 18(6): 30. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206903]

[23] Blateau, D.; Le Coguic, Y.; Mialhe, E.; Grizel, H. (1992). Mussel (*Mytilus Edulis*) treatment against the red copepod *Mytilicola intestinalis*. Aquaculture 107(2-3): 165-169. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297541]

[24] Dollfus, R.P. (1951). Le copépode *Mytilicola intestinalis* A. Steuer peut-il être la cause d'une maladie épidémique des moules? Rev. Trav. Off. Pêch. Marit. 17(2): 81-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206964]

[25] Theisen, B.F. (1987). *Mytilicola intestinalis* Steuer and the condition of its host *Mytilus edulis* L. Ophelia 27(2): 77-86. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206961]

[26] Gresty, K.A. (1992). Ultrastructure of the midgut of the copepod *Mytilicola intestinalis* Steuer, an endoparasite of the mussel *Mytilus edulis* L. J. Crust. Biol. 12(2): 169-177. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207812]

[27] Fisheries and Oceans Canada (2006). Synopsis of Infectious Diseases and Parasites of Commercially Exploited Shellfish. *Mytilicola intestinalis* (Red Worm Disease) of Mussels. http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/aah-saa/diseases-maladies/mirwdmu-eng.html (2011-08-24).

[28] Hockley, A.R. (1951). On the biology of *Mytilicola intestinalis*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 30(2): 223-232. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206973]

[29] Gee, J.M.; Davey, J.T. (1986). Stages in the life history of *Mytilicola intestinalis* Steuer, a copepod parasite of *Mytilus edulis* (L.), and the effect of temperature on their rates of development. J. Cons. - Cons. Int. Explor. Mer 42(3): 254-264. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=134195]

Neomysis americana

Amerikaanse aasgarnaal

Lector
Jan Soors

© Eric A. Lazo-Wasem, Yale Peabody Museum

Wetenschappelijke naam
Neomysis americana (S.I. Smith, 1873) [1]

De Amerikaanse aasgarnaal *Neomysis americana* kwam oorspronkelijk voor langs de **oostelijke kusten van Noord-Amerika**. Via transport in het **ballastwater** van schepen bereikte de soort in de late jaren '60 de Atlantische kusten van Zuid-Amerika en sinds 2010 ook West-Europa. In **2012** werd de soort voor het eerst in Belgische wateren waargenomen. Het is niet zeker of de Amerikaanse aasgarnaal invasief zal worden, aangezien de soort in Zuid-Amerika ook geen invasief karakter vertoont en zelfs een belangrijke schakel binnen de lokale voedselwebben geworden is.

Oorspronkelijke verspreiding

Van oorsprong komt de Amerikaanse aasgarnaal voor langs de Atlantische kusten van Noord-Amerika, van Newfoundland in het noorden tot Florida in het zuiden, waar het de meest voorkomende aasgarnaal is [2]. De soort leeft in kustwateren en estuaria, maar kan zelfs tot dieptes van enkele honderden meters teruggevonden worden [2-4].

Eerste waarneming in België

In België werd de Amerikaanse aasgarnaal voor het eerst waargenomen in de zomer van 2012 in de Zeeschelde, tijdens de hyper- en epibenthosmonitoringscampagnes voor bodemdieren van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) [5,6]. Vermoedelijk was de soort al eerder aanwezig, maar werd ze niet opgemerkt, aangezien ze in 2012 al in hoge aantallen werd aangetroffen [6].

Verspreiding in België

Voorlopig lijkt de verspreiding van de Amerikaanse aasgarnaal in België zich te beperken tot de Zeeschelde. Daar gedijt ze vooral goed in de secties met een relatief hoog zoutgehalte (mesohaliene zone), terwijl ze in de zones gekenmerkt door een lagere saliniteit (oligohaliene zone) of zoet water niet of nauwelijks voorkomt [5-7].

Verspreiding in onze buurlanden

In september 2010 werd de Amerikaanse aasgarnaal voor het eerst waargenomen voor de kust van Schiermonnikoog, een Waddeneilanden in het noorden van Nederland. Dit betrof de allereerste waarneming van de soort in Europa [4]. In 2017 bleek de soort algemeen voor te komen in het estuarium van de Seine in Frankrijk [8,9].

Wijze van introductie

Vermoedelijk is de Amerikaanse aasgarnaal via ballastwater van schepen in onze streken terecht gekomen. Langs dezelfde weg zou de soort eerder al de Atlantische kusten van Argentinië, Uruguay en Zuid-Brazilië bereikt hebben [4,10].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Amerikaanse aasgarnaal heeft een brede tolerantie voor saliniteit en temperatuur, maar verkiest doorgaans zoutgehalten onder 28 psu, en bij voorkeur rond 4 psu [11,12]. De voorkeur voor brak water maakt dat de soort vooral in estuaria erg algemeen kan zijn [2,11]. Ter vergelijking: het zoutgehalte in de Noordzee bedraagt gemiddeld 35 psu. Andere studies wijzen op een preferentie voor intermediaire temperaturen en saliniteiten [13] wat kan verklaren waarom de soort vooral voorkomt in gematigde klimaten.

De aasgarnaal is een opportunist en een omnivoor, en in de winter voedt hij zich in zijn oorsprongsgebied voornamelijk met detritus afkomstig van slijkgrassoorten [2,14,15]. De aanwezigheid van Engels slijkgras (*Spartina townsendii*) in het Schelde-estuarium (vooral Westerschelde, beperkter in de Zeeschelde rond Doel) [16] biedt dus kansen voor de vestiging van *Neomysis americana*. De soort wordt vaak in hoge aantallen (tot 65 exemplaren per m^2) aangetroffen in sedimentstalen [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het opportunistisch karakter [2] van de soort in combinatie met zijn brede tolerantie voor saliniteit en temperatuur [11,12] dragen bij tot de verdere verspreiding van de soort buiten het natuurlijke leefgebied.

In warmere streken blijven het hele jaar door eitjesdragende vrouwtjes aanwezig omdat de voortplanting – in tegenstelling tot gematigde gebieden – het hele jaar door kan gebeuren. Dit heeft de kolonisatie van de Zuid-Amerikaanse estuaria in de hand gewerkt [15]. Door het kleine temperatuurbereik van de juvenielen [13] kan de soort zich echter niet blijvend vestigen in tropische of koude klimaten. In het licht van klimaatsopwarming is het wel mogelijk dat de soort zich verder zal verspreiden [13].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Aangezien de Amerikaanse aasgarnaal nog maar sinds 2010 in Europa wordt aangetroffen, is niet veel bekend over de impact van de soort op de plaatselijke ecosystemen of economie, en blijft het zelfs onzeker of deze exoot zich hier blijvend zal vestigen [4]. In Zuid-Amerika daarentegen is de soort al sinds de late jaren '60 aanwezig in estuaria in Argentinië, Uruguay en Brazilië [11,18], waardoor hij er al een hele tijd bestudeerd kon worden. Zo heeft men ontdekt dat *Neomysis americana* ondertussen een belangrijke schakel vormt in de voedselwebben van deze estuaria. Hij vormt er een voorname voedselbron voor talrijke soorten juveniele vissen, die zich in de winter bovendien lijken te verzamelen op plaatsen waar de Amerikaanse aasgarnaal ook talrijk is [2,15].

Specifieke kenmerken

De Amerikaanse aasgarnaal lijkt sterk op de in ons studiegebied voorkomende inheemse Gewone aasgarnaal (*Neomysis integer*). Deze laatste komt echter minder vaak in zee voor. Uit de hyper- en epibenthosvangsten van de Zeeschelde blijkt dat *Neomysis integer* verder landinwaarts voorkomt dan zijn niet-inheemse tegenhanger. Anderzijds blijkt de Amerikaanse aasgarnaal op de brakke staalnamepunten in het voorjaar soms talrijker voor te komen dan *Neomysis integer* [19]. Ook met de inheemse *Acanthomysis longicornis* (nog niet aangetroffen in de Zeeschelde) zou de soort verward kunnen worden [4].

Neomysis americana is 10 tot 12 mm lang, wat betekent dat hij gemiddeld 5 mm kleiner is dan de inheemse *Neomysis integer*. Gedetailleerde beschrijvingen kunnen in de vakliteratuur teruggevonden worden [4,20]. Het beste kenmerk is het voorkomen van kleinere stekels tussen de grotere en dit over de gehele lengte van het telson. De vrouwtjes hebben een broedbuidel waarin ze de eitjes dragen en waarin de volledige ontwikkeling plaatsvindt [21]. Hierdoor heten aasgarnalen in het Engels '*oppossum shrimps*', wat vrij vertaald 'buidelgarnalen' betekend [11]. De soort kan twee tot drie keer per jaar eieren leggen [22].

De Amerikaanse aasgarnaal vertoont een diurnale verticale migratie, waarbij de dieren overdag in het sediment leven en 's nachts naar het oppervlak komen. Dit doen ze om overdag aan predatoren te kunnen ontsnappen en zich 's nachts te kunnen voeden [3,11,23].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Neomysis americana* (S.I. Smith, 1873). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=157807 (2024-10-18).

[2] Jumars, P.A. (2007). Habitat coupling by mid-latitude, subtidal, marine mysids: import-subsidised omnivores. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 45: 89-138. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=111467]

[3] Sato, M.; Jumars, P.A. (2008). Seasonal and vertical variations in emergence behaviors of *Neomysis americana*. Limnol. Oceanogr. 53(4): 1665-1677. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297809]

[4] Wittmann, K.J.; Vanagt, T.J.; Faasse, M.; Mees, J. (2012). A New Transoceanic Invasion? First Records of *Neomysis americana* (Crustacea: Mysidae) in the East Atlantic. The Open Marine Biology Journal 6: 5. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=219539]

[5] Speybroeck, J. (2018). Persoonlijke mededeling.

[6] Soors, J.; de Beukelaer, J.; Bezdenjesnji, O.; Buerms, D.; Lefranc, C.; Speybroeck, J.; Van de Meutter, F. (2022). Two new alien crustacean invaders *Grandidierella japonica* (Stephensen, 1938) and *Neomysis americana* (S.I. Smith, 1873) in Belgium. Bioinvasions Records 11(3): 747-757. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=355791]

[7] Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie (2014). Scheldemonitor Dataportaal. http://www.scheldemonitor.be/dataportal (2014-07-22).

[8] Massé, C.; Chouquet, B.; Dubut, S.; Durand, F.; Gouillieux, B.; Dancie, C. (2018). Premier signalement de l'espèce non indigène *Neomysis americana* (Crustacé : Mysidacé) dans l'estuaire de la Seine (Normandie, France). An Aod 6(1): 7-16. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396654]

[9] Pezy, J.-P.; Raoux, A.; Timsit, O.; Dauvin, J.C. (2019). A rapidly established population of the invader mysid *Neomysis americana* (S.I. Smith, 1873) in the Seine estuary. Mar. Biodiv. 49(3): 1573-1580. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=324926]

[10] Carlton, J.; Geller, J.B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science (Wash.) 261: 78-82. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=26986]

[11] Da Silva Gama, A.M. (2008). Fatores ambientais e mecanismos comportamentais determinantes da ocorrência de Mysida (Crustacea) no estuário da Laguna dos Patos e região costeira adjacente. PhD Thesis. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul: Porto Alegre, Brasil. 82 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297795]

[12] Brown, H.; Bollens, S.M.; Madin, L.P.; Horgan, E.F. (2005). Effects of warm water intrusions on populations of macrozooplankton on Georges Bank, Northwest Atlantic. Cont. Shelf Res. 25(1): 143-156. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=299908]

[13] Paul, S.; Calliari, D. (2017). Salinity and temperature tolerances of *Neomysis americana* (Crustacea: Mysida) sub adults. Perspectives on vulnerability, and distribution in South America. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 486: 373-378. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297805]

[14] Zagursky, G.; Feller, R.J. (1985). Macrophyte detritus in the winter diet of the estuarine mysid, *Neomysis americana*. Estuaries 8(4): 355-362. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297815]

[15] Viñas, M.D.; Ramírez, F.C.; Mianzan, H.W. (2005). Annual population dynamics of the opossum shrimp *Neomysis americana* Smith, 1873 (Crustacea, Mysidacea) from an estuarine sector of the Argentine Sea. Sci. Mar. (Barc.) 69(4): 493-502. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=78900]

[16] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[17] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[18] Calliari, D.; Cervetto, G.; GCastiglioni, R.; Rodríguez, L. (2007). Salinity preferences and habitat partitioning between dominant mysids at the Rio de la Plata estuary (Uruguay). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 87(2): 501-506. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=119170]

[19] Soors, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

[20] Zimmer, C. (1909). Die nordischen Schizopoden, Nordisches Plankton: Zoologischer Teil: 3. Crustacea. Reprinted ed. Nordisches Plankton., 3. von Lipsius & Tischer: Kiel: pp. 1-178. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=8234]

[21] Reesor, C.M. (2012). Temporal distribution of *Morone saxatilis* eggs and larvae and *Neomysis americana* in the Shubenacadie estuary. MSc Thesis. Dalhousie University: Halifax, Nova Scotia. 100 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297806]

[22] Ober, G.T.; Thornber, C.S.; Grear, J.; Kolbe, J.J. (2017). Ecological differences influence the thermal sensitivity of swimming performance in two co-occurring mysid shrimp species with climate change implications. J. Therm. Biol. 64: 26-34. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297803]

[23] Calliari, D.; Cervetto, G.; Gomez, M.; Bastreri, D. (2001). Short-term variability in abundance and vertical distribution of the opossum shrimp *Neomysis americana* in the Solis Grande River estuary, Uruguay. Atlântica 23: 117-125. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297790]

Palaemon macrodactylus

Rugstreepsteurgarnaal

© Peter H. van Bragt

Lector
Sammy De Grave

Wetenschappelijke naam
Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 [1]

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van de Rugstreepsteurgarnaal *Palaemon macrodactylus* lokaliseert zich in de **riviermondingen langs de kusten van Japan, China en Korea**. Via transport in het **ballastwater** van schepen zou de soort naar Europa gekomen zijn. De Rugstreepsteurgarnaal werd in België voor de allereerste keer waargenomen in **1998** in het Kanaal Gent-Terneuzen, ter hoogte van de Nederlandse grens. Later bleek de soort ook aanwezig in de Zeeschelde nabij Doel, de jachthaven van Zeebrugge, de Spuikom van Oostende, in het IJzerestuarium en werden er zelfs exemplaren gevonden op het strand van Heist. Deze exoot verdraagt grote schommelingen in temperatuur en zoutgehalte en komt doorgaans voor op beschutte plaatsen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijk verspreidingsgebied van de Rugstreepsteurgarnaal ligt in de noordwestelijke Stille Oceaan, waar de soort voorkomt langs de kusten van Japan, China en Korea [2]. Deze exoot komt doorgaans voor op beschutte plaatsen, vooral in estuaria [3].

Eerste waarneming in België

De eerste melding van de Rugstreepsteurgarnaal in België vond plaats op 5 december 2002 ter hoogte van Doel (Zeeschelde). Op 12 juni 2004 werden ook de eerste exemplaren aan de kust aangetroffen, tussen de pontons in de jachthaven van Zeebrugge [4]. Bij het herbekijken van stalen die eerder door de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) verzameld werden, bleek echter dat de Rugstreepsteurgarnaal reeds in 1998 in het Kanaal Gent-Terneuzen (nabij de Nederlandse grens) aanwezig was [5].

Verspreiding in België

In november 1998 werd de soort in het studiegebied aangetroffen nabij Walsoorden, langs de Nederlandse Westerschelde [3]. Vier jaar later werd deze exoot gerapporteerd ter hoogte van Doel [4], waar ze later nog vaker werd waargenomen (evenals rond Fort Liefkenshoek) [6, 7]. Ook in het Kanaal Gent-Terneuzen breidde de soort zijn verspreidingsgebied langzaam stroomopwaarts uit en kan hij vanaf 2003 ook in Gent worden aangetroffen [5].

Sinds 2004 komt deze exoot tevens voor ter hoogte van de Belgische kust, waar ze werd aangetroffen rond pontons in de jachthaven van Blankenberge [3], tussen de pontons in de jachthaven van Zeebrugge [5], in het IJzerestuarium te Nieuwpoort en in de Oostendse Spuikom [3]. Latere waarnemingen volgden elkaar op in zowel de jachthaven van Zeebrugge als op het strand van Heist [8,9].

Verspreiding in onze buurlanden

Vanuit het oorsprongsgebied in Zuidoost-Azië (Japan, China en Korea) [10] verspreidde de soort zich halfweg de vorige eeuw (1957) richting de westkust van Noord-Amerika. Met uitzondering van de onsuccesvolle introductie in jaren '60-'70 in Australië, werd de soort gedurende meerdere decennia in geen nieuwe regio's aangetroffen [11]. Rond de eeuwwisseling werd deze garnaal echter waargenomen in Europa (o.a. Engeland, Spanje, Duitsland, Frankrijk, Nederland, België) [3,10,12,13], Argentinië (2000) en de oostkust van de Verenigde Staten (2001) [14]. In Europa werd de soort voor het eerst in het Theems-estuarium (Verenigd Koninkrijk) aangetroffen, in 1992 [15]. De soort verruimde van hieruit zijn verspreidingsgebied en bereikte in 2001 de estuaria van de Orwell en de Steur (West-

Verenigd Koninkrijk). Het feit dat men hier vaak eierdragende vrouwelijke individuen waarnam – gaande van 12% tot zelfs 100% van de wijfjes – duide op permanente vestiging in deze streken [12,15].

Momenteel komt dit diertje in Nederland voor in het Noordzeekanaal, de Nieuwe Waterweg en de Oosterschelde rond de Zeelandbrug en Wemeldinge [3]. Verder is de soort algemeen in het Veerse Meer, de Grevelingen en in het Waddengebied (Harlingen, Lauwersoog en Eemshaven) [16,17].

In Frankrijk is deze exoot in 1998 voor het eerst gezien in het estuarium van de Gironde. De soort bleek in sommige delen van het estuarium heel algemeen. Ook hier werden vaak eierdragende vrouwelijke exemplaren waargenomen [10]. De soort wordt hier sedert 2011 als gevestigd beschouwd [18]. De soort is in Frankrijk ook aan te treffen in het Seine-estuarium (sinds 2006) [19].

In mei 1999 werd deze garnaal gevangen in Spanje [13], waar hij sinds 2011 in de Guadalquivir rivier als gevestigd beschouwd wordt [18]. De Rugstreepsteurgarnaal is onder andere ook aan te treffen in de Zwarte Zee nabij Roemenië en Bulgarije (2002) [20, 21], het Wezer- en het Hooksiel-estuarium in Duitsland (2004) [22] en recent ook in de Middellandse Zee, meer specifiek in de Po-delta en Marano lagune (2013) [23]. De Rugstreepsteurgarnaal heeft zich zoals verwacht [22] ook kunnen vestigen in de Baltische Zee, waar hij in 2014 voor het eerst werd waargenomen [24].

Vandaag komt de Rugstreepsteurgarnaal vrijwel overal langs de West-Europese kusten voor. Deze snelle verspreiding is wellicht het resultaat van meerdere onafhankelijke introducties via ballastwateruitwisseling, in combinatie met een secundaire natuurlijke verspreiding via de heersende zeestromingen [21].

Er wordt verwacht dat de Rugstreepsteurgarnaal in de toekomst nog nieuwe gebieden zal koloniseren langs de kusten van Noordwest-Afrika, Zuid-Noorwegen, etc. Ook zullen bestaande populaties zich allicht verder ontwikkelen langs kusten waar de exoot nu al gevestigd is. Daarnaast wordt verwacht dat ook de klimaatsverandering (opwarming) de kolonisatie van nieuwe gebieden (waar de soort vandaag nog niet kan gedijen) in de hand zal werken [21].

Wijze van introductie

Volgens een aantal onderzoekers is de verspreiding van de Rugstreepsteurgarnaal sterk gekoppeld aan de internationale scheepvaart, daar dit diertje in hogere densiteiten voorkomt in zeehavens met een internationaal karakter (bv. het Noordzeekanaal, de haven van Zeebrugge of de Westerschelde). In de Oosterschelde daarentegen, waar zich belangrijke mossel- en oesterkweekcentra bevinden maar internationale scheepvaart niet aan de orde is, komt de soort beduidend minder voor. Hierdoor heerst er een sterk

vermoeden dat deze exoot wordt verspreid via ballastwater in schepen en niet via de import van oesterzaad [3]. Aangezien het een soort is die eerder op de zeebodem leeft en de opname van het ballastwater slechts enkele meters onder het wateroppervlak gebeurt, wordt er aangenomen dat het vooral de jonge larven zijn die mee worden getransporteerd aangezien die vrijer door het water kunnen zwemmen. Door de hoge densiteit aan larven per m^3 water kunnen op deze wijze gemakkelijk meer dan 10.000 individuen per keer worden meegenomen, wat de kans op een succesvolle introductie sterk vergroot [21].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De eigenschap om zich aan te passen aan een breed spectrum van omgevingsfactoren – zoals wisselende temperatuur, saliniteit en zuurstofconcentratie – draagt bij tot het succes van de Rugstreepsteurgarnaal [25]. De soort is hierdoor een goede kanshebber om de meest dominante estuariene garnaal te worden in Europa [11]. Bovendien dragen de vrouwtjes veel eitjes (100 tot 2.800 eitjes per broedsel), waarbij het aantal afhankelijk is van de grootte van het vrouwtje. Er worden twee broedsels per jaar gelegd [12].

Opmerkelijk is dat de eitjes van de Rugstreepsteurgarnaal resistent zijn tegen een bepaalde schimmelinfectie die veelvuldig optreedt bij andere schaaldieren. Rond de eitjes is een laagje bacteriën (*Alteromonas* sp.) aanwezig die een specifieke chemische stof produceren om de ziekteverwekkende schimmel te verdringen, waardoor meer eitjes kunnen overleven [26].

Spaans onderzoek wees uit dat de rugstreepgarnaal een betere resistentie vertoonde tegen acute thermale stress en minder zuurstof verbruikte dan een inheemse soort, wat duidt op een grotere weerstand tegenover wijzigende omgevingsfactoren [27].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De globale verspreiding van de Rugstreepsteurgarnaal zal meer dan waarschijnlijk verder bespoedigd worden door de intercontinentale scheepvaart [3]. De capaciteit om sterk wisselende omgevingsomstandigheden (temperatuur, vervuiling, saliniteit, zuurstofgehalte) te tolereren bevordert de definitieve vestiging van de soort na introductie [25]. Het vaak aantreffen van eierdragende wijfjes bevestigt dit ook. Gezien de soort een voorkeur heeft voor water met een verlaagd zoutgehalte – van 27 tot 32,5 psu – kan hij goed gedijen in estuaria [12]. Ter vergelijking: het zeewater in de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Zowel de volwassen dieren als de embryo's tolereren zoutgehalten van 2 tot 35 psu [28]. Bij een saliniteit lager dan 5 psu ondervindt *Palaemon macrodactylus* overlevings- en voortplantingsproblemen [29].

Met het oog op de klimaatopwarming wordt verwacht dat veel garnalen erop zullen achteruitgaan, te wijten aan de hogere metabolische kost die gepaard gaat met warmere temperaturen. De invasieve Rugstreepsteurgarnaal blijkt hier een uitzondering op te zijn door zijn groot aanpassingsvermogen aan hogere temperaturen, dankzij zijn hoge metabolische controle [30]. Het is bijgevolg niet ondenkbaar dat deze invasieve soort op termijn inheemse soorten zal verdringen [27].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Ter hoogte van de westkust van de Verenigde Staten kent de Rugstreepsteurgarnaal weinig tot geen competitie van andere Palaemonidae (i.e. garnalen behorende tot dezelfde familie als de Rugstreepsteurgarnaal). Hierdoor kunnen ze met hoge snelheid veel nieuwe geschikte gebieden koloniseren. In Europa daarentegen zijn er wel inheemse Palaemonidae-soorten. Deze zijn wijdverbreid langs de Europese kusten en bezetten bovendien een heel scala aan habitats. Hier zal de Rugstreepsteurgarnaal niet alleen de aanwezige voedselbronnen [31], maar ook de ruimte moeten delen met de oorspronkelijk aanwezige Palaemonidae wat leidt tot competitie met inheemse soorten [3].

Deze exoot is echter bevoordeeld ten opzichte van inheemse soorten. Bij aankomst bestaat immers de mogelijkheid dat deze nieuwkomer voor bepaalde tijd gevrijwaard is van de negatieve invloed van (soort)specifieke parasieten, die in hun oorspronkelijke verspreidingsgebied hun vooruitgang belemmerden [32]. Langs de kusten van Argentinië is al opgemerkt dat veel Rugstreepsteurgarnalen geïnfecteerd zijn met het 'witte stip syndroom virus' (WSSV). Hierdoor verhoogt de kans op het transport van geïnfecteerde exemplaren, waardoor naast de garnaal tevens het virus verder wordt verspreid [21,33].

Specifieke kenmerken

De Rugstreepsteurgarnaal heeft een goed veldkenmerk, namelijk een lichtgekleurde rugstreep bij volwassen exemplaren. Jonge individuen kan men zo wel over het hoofd zien [17]. De kleur van deze garnaal is rood- tot bruin- of groen- tot blauwgroenachtig [3]. Het kenmerkende kleurpatroon vervaagt echter snel wanneer de dieren in een aquarium gehouden worden [4]. Opmerkelijk is het ontbreken van de verticale lijntjes die de Gewone steurgarnaal *Palaemon elegans* en de Gezaagde steurgarnaal *Palaemon serratus* typeren [16]. Er kan ook verwarring optreden met de Langneussteurgarnaal *Palaemon longirostris*. Men kan beiden onderscheiden door te kijken naar het rostrum: de Langneussteurgarnaal heeft 7 tot 9 dorsale tanden op het rostrum, terwijl de Rugstreepsteurgarnaal er 10 tot 12 heeft [3].

Net zoals bij de *Crangon*-soorten (bv. de Grijze garnaal *Crangon crangon*) wordt het vrouwtje van de Rugstreepsteurgarnaal groter dan het mannetje. In een studie in Groot-Brittannië varieerde de lengte van de mannetjes tussen 2,5 en 3,5 cm en dat van de vrouwtjes tussen 2,5 en 7 cm. Grotere vrouwtjes droegen doorgaans ook meer eitjes [12].

De steurgarnaal is een carnivoor met amfipoden als hun voornaamste voedselbron. Tijdens de zomermaanden consumeren deze garnalen in het Theems-estuarium grote aantallen larven van Chironomidae (dansmuggen) [31].

De Rugstreepsteurgarnaal doet aan verticale diurnale migratie. Dit betekent dat deze diertjes zich overdag dieper in de waterkolom ophouden en 's nachts omhoog migreren, richting het wateroppervlak [12]. De verborgen levenswijze (overdag) bemoeilijkt de studie van de geografische verspreiding van de soort.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=181372 (2024-10-18).

[2] Holthuis, L.B. (1980). FAO species catalogue. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annoted catalogue of species of interest for fisheries. Digital edition. FAO Fisheries Synopsis, 125(1). FAO: Rome. ISBN 92-5-100896-5. xvii, 271 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=142556]

[3] d'Udekem d'Acoz, C.; Faasse, M.; Dumoulin, E.; De Blauwe, H. (2005). Occurrence of the Asian shrimp *Palaemon macrodactylus* in the Southern Bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of north-western Europe (Crustacea: Decapoda: Caridae). Ned. Faunist. Meded. 22: 95-111. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=76221]

[4] De Blauwe, H. (2006). De Rugstreepsteurgarnaal *Palaemon macrodactylus* in België. De Strandvlo 26(1): 22-23. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=98569]

[5] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[6] Janssen, C.R. (2006). Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). ENDIS-RISKS fysico-chemical measurements and hyperbenthos in the Scheldt river, 2002-2006. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=dataset&dasid=1422]

[7] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[8] Soors, J.; Faasse, M.; Stevens, M.; Verbessem, I.; De Regge, N.; Van den Bergh, E. (2010). New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 3-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145536]

[9] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Rugstreepsteurgarnaal - *Palaemon macrodactylus* (Rathbun, 1902). https://waarnemingen.be/soort/view/80690?waardplant=0&poly=1&from=2004-08-10&to=2018-11-14&akt%5B%5D=0&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2018-11-14).

[10] Beguer, M.; Girardin, M.; Boët, P. (2007). First record of the invasive oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in France (Gironde Estuary). Aquat. Invasions 2(2): 132-136. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120855]

[11] Lejeusne, C.; Saunier, A.; Petit, N.; Béguer, M.; Otani, M.; Carlton, J.; Rico, C.; Green, A. (2014). High genetic diversity and absence of founder effects in a worldwide aquatic invader. NPG Scientific Reports 4(5808): 1-9. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=240110]

[12] Ashelby, C.W.; Worsfold, T.M.; Fransen, C.H.J.M. (2004). First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84(5): 1041-1050. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=67873]

[13] Cuesta, J.A.; Gonzalez-Ortegon, E.; Drake, P.; Rodríguez, A. (2004). First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridae, Palaemonidae) from European Waters. Crustaceana 77: 377-380. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=142555]

[14] Warkentine, B. (2010). The first record of *Palaemon macrodactylus* (Oriental Shrimp) from the eastern coast of North America. Northeastern naturalist 17(1): 91-102. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312331]

[15] Worsfold, D. (2006). Eating out: Consumer perceptions of food safety. Int. J. Environ. Heal. R. 16(3): 219-229. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303085]

[16] Faasse, M. (2005). Een Aziatische steurgarnaal in Nederland: *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Crustacea: Decapoda: Caridea). Het Zeepaard 65(6): 193-195. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=78070]

[17] Tulp, A. (2006). De Rugstreepsteurgarnaal *Palaemon macrodactylus* in meerdere Waddenhavens. Het Zeepaard 66(1): 27-28. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=79912]

[18] Beguer, M.; Bergé, J.; Martin, J.; Martinet, J.; Pauliac, G.; Girardin, M.; Boët, P. (2011). Presence of *Palaemon macrodactylus* in a European estuary: evidence for a successful invasion of the Gironde (SW France). Aquat. Invasions 6(3): 401-418. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207689]

[19] Lavesque, N.; Bachelet, G.; Beguer, M.; Girardin, M.; Lepage, M.; Blanchet, B.; Sorbe, J.-C.; Modéran, J.; Sauriau, P.-G.; Auby, I. (2010). Recent expansion of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda) on the western coasts of France. Aquat. Invasions 5(1): 103-108. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208394]

[20] Micu, D.; Nita, V. (2009). First record of the Asian prawn *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Caridea: Palaemonoidea: Palaemonidae) from the Black Sea. Aquat. Invasions 4(4): 497-604. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208395]

[21] Ashelby, C.W.; De Grave, S.; Johnson, M.L. (2013). The global invader *Palaemon macrodactylus* (Decapoda, Palaemonidae): an interrogation of records and a synthesis of data. Crustaceana 86(5): 594-624. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297597]

[22] González-Ortegón, E.; Cuesta, J.A.; Schubart, C.D. (2007). First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. Helgol. Mar. Res. 61(1): 67-69. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=117493]

[23] Cuesta, J.A.; Bettoso, N.; Comisso, G.; Froglia, C.; Mazza, G.; Rinaldi, A.; Scovacricchi, T. (2014). Record of an established population of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Palaemonidae) in the Mediterranean Sea: confirming a prediction. Mediterr. Mar. Sci. 15(3): 569-573. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297599]

[24] Janas, U.; Tutak, B. (2014). First record of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* M. J. Rathbun, 1902 in the Baltic Sea. Oceanol. Hydrobiol. St. 43(4): 431-435. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302994]

[25] Newman, W.A. (1963). On the introduction of an edible oriental shrimp (Caridea, Palaemonidae) to San Francisco Bay. Crustaceana 5(2): 119-132. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=121261]

[26] Gil-Turnes, M.S.; Hay, M.E.; Fenical, W. (1989). Symbiotic marine bacteria chemically defend crustacean embryos from a pathogenic fungus. Science (Wash.) 246(4926): 116-118. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120874]

[27] Lejeusne, C.; Latchere, O.; Petit, N.; Rico, C.; Green, A.J. (2014). Do invaders always perform better? Comparing the response of native and invasive shrimps to temperature and salinity gradients in southwest Spain. Estuar. Coast. Shelf Sci. 136: 102-111. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303077]

[28] Vazquez, M.G.; Bas, C.C.; Spivak, E.D. (2016). Ontogeny of Salinity Tolerance in the Invasive Shrimp *Palaemon macrodactylus* (Caridea: Palaemonidae). J. Crustacean Biol. 36(2): 214-219. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303080]

[29] Vazquez, M.G.; Ituarte, R.B.; Bas, C.C.; Spivak, E.D. (2013). Effects of Temperature and Salinity on the Ovarian Cycle and the Embryonic Development of the Invasive Shrimp *Palaemon macrodactylus*. J. Crustacean Biol. 33(2): 218-223. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303083]

[30] Magozzi, S.; Calosi, P. (2015). Integrating metabolic performance, thermal tolerance, and plasticity enables for more accurate predictions on species vulnerability to acute and chronic effects of global warming. Global Change Biol. 21(1): 181-194. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303079]

[31] Ashelby, C.; De Grave, S.; Johnson, M. (2016). Diet analysis indicates seasonal fluctuation in trophic overlap and separation between a native and an introduced shrimp species (Decapoda, Palaemonidae) in the tidal river Thames (U.K.). Crustaceana 89(6-7): 701-719. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312330]

[32] Torchin, M.E.; Lafferty, K.D.; Dobson, A.P.; McKenzie, V.J.; Kuris, A.M. (2003). Introduced species and their missing parasites. Nature (Lond.) 421(6923): 628-630. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=32191]

[33] Martorelli, S.R.; Alda, P.; Marcotegui, P.; Montes, M.M.; La Sala, L.F. (2012). New locations and parasitological findings for the invasive shrimp *Palaemon macrodactylus* in temperate southwestern Atlantic coastal waters. Aquat. Biol. 15(2): 153-157. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297605]

Penaeus aztecus

© Guillermo Guerao Serra

Lector
Thomas Kerkhove
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Penaeus aztecus, Ives 1891 [1]

De garnaal *Penaeus aztecus* komt oorspronkelijk voor langsheen de **oostkust van Noord-Amerika**. In **2018** werd in de Schelde een garnaal gevangen die tentatief als Penaeus aztecus werd geïdentificeerd. Tot op heden werd de soort slechts eenmaal waargenomen in België. Vermoedelijk kan de soort (nog) geen blijvende populaties vormen in België. De primaire **introductievector** is op heden nog **onduidelijk**, maar kan zowel ontsnapping uit aquacultuurfaciliteiten omvatten, alsook transport via ballastwater (allicht de vector voor de introductie in de Schelde) of opzettelijke introductie.

Oorspronkelijke verspreiding

Penaeus aztecus komt van nature voor in de noordwestelijke Atlantische Oceaan, van Massachusetts (VS) tot Yucatan (Mexico) [2,3].

Eerste waarneming in België

In de herfst van 2018 werd een onvolwassen vrouwelijke garnaal van de familie Penaeidae opgevist bij een ankerkuilvangst in de brakwaterzone van Schelde nabij Antwerpen. Dit exemplaar werd tentatief geïdentificeerd als *Penaeus aztecus* [4].

Verspreiding in België

Met uitzondering van deze enkele waarneming in 2018 werd de soort niet meer officieel gerapporteerd op Belgisch grondgebied. Gezien de intensieve (vis)monitoring op de Schelde zou dit kunnen wijzen op een eerder accidenteel voorkomen.

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste officiële waarneming in het Middellandse Zeegebied vond plaats in 2009 (Golf van Antalya, Turkije) [5]. In de daaropvolgende jaren verspreidde de soort zich razendsnel over de kustgebieden van de volledige Middellandse Zeeregio [6-9]. In 2017 werd deze garnaal eveneens aangetroffen in de Zwarte Zee, langsheen de Noordkust van Turkije [8]. Buiten het Middellandse Zeegebied en de Zwarte Zee werd *Penaeus aztecus* nog niet gerapporteerd in Europa, afgezien van de ene Belgische waarneming.

Wijze van Introductie

Meerdere antropogene vectoren kunnen aan de basis liggen voor de introductie van *Penaeus aztecus* buiten zijn natuurlijk verspreidingsgebied. Daar de soort vaak wordt gekweekt in aquacultuurfaciliteiten vormt ontsnapping een potentiële vector, wat ook de observaties nabij vis- en schelpdierkwekerijen zou verklaren [6]. Andere mogelijke introductiewijzes omvatten transport via ballastwater van schepen [7] en illegale/opzettelijke introductie [4,6]. Verdere secundaire verspreiding kan naast bovenvermelde trajecten ook in de hand worden gewerkt door het natuurlijk transport van eitjes en larven, door mee te liften op oppervlaktewaterstromingen [8,10]. In de toekomst kunnen genetische studies mogelijks uitsluitsel geven over de kolonisatiehistoriek van *Penaeus aztecus* buiten zijn natuurlijk leefgebied [11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Op basis van één enkele observatie in de Schelde nabij Antwerpen kan zeker niet geconcludeerd worden dat de soort een gevestigd voorkomen kent in België, laat staan succesrijk is in onze contreien. Vermoedelijk kan de soort (nog) geen blijvende populaties vormen in België.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort komt voor in zowel koude als warmgematigde wateren [3], bij watertemperaturen variërend tussen 13,7 en 36°C [12-14]. De soort lijkt het snelst te groeien bij watertemperaturen rond 26°C [12]. Laboratoriumstudies tonen aan dat *Penaeus aztecus* zich ingraaft als de watertemperatuur zakt beneden de 12-17°C range [15]. Daarnaast tolereert de soort ook een brede range aan saliniteit, gaande van brak tot marien, al lijkt een optimale groei zich voor te doen bij een lagere saliniteit (8,5-17,0 psu) [12]. Jonge individuen worden doorgaans aangetroffen in estuaria of lagunes, terwijl volwassen exemplaren zeewaarts migreren [16].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De introductie van *Penaeus aztecus* kan mogelijks gevolgen hebben voor de inheemse biodiversiteit (en de hiermee verband houdende economische activiteiten) door competitie met inheemse garnalen die dezelfde niche delen [8] alsook door de co-introductie van pathogenen en parasieten [17].

Naast biologische monitoring zijn er tot op heden geen concrete maatregelen gekend gericht op de bestrijding van deze soort.

Specifieke kenmerken

Tot nu toe is *Penaeus aztecus* de enige penaeide soort in België/Noordzee. Deze familie onderscheid zich van andere garnalensoorten doordat het tweede pleura van het abdomen enkel overlapt met het derde en niet het eerste, en de eerste drie paar pereopoden chelaat zijn.

De morfologische kenmerken van de soort zijn een glad carapax (kopborststuk), een rostrum met 10 dorsale tanden en 2 ventrale tanden. Er is een adrostrale sulcus (groeve) en adrostrale carina (kam), die bijna tot de achterrand van het kopborststuk reiken. Er is een sulcus aanwezig op het 6e abdominale segment en de telson bevat geen stekels [4]. Afhankelijk van de studie variëren de gevangen exemplaren van *Penaeus aztecus* sterk in lengte, gaande van 105 tot 317 mm [6,8-10,16].

De soort komt doorgaans voor in estuaria en kustwateren, waarbij de grootste concentraties werden geobserveerd op modderige bodems op dieptes van minder dan 50 meter [3,16], maar *Penaeus aztecus* werd eveneens gevonden tot op dieptes van 165 meter [10,18]. De volwassen individuen zijn doorgaans 's nachts actief en graven zich in tijdens de dag [19,20]. Tijdens de nacht wordt de activiteitsgraad ondermeer bepaald door de lichtintensiteit en de saliniteit, waarbij de activiteit toeneemt bij een toename in saliniteit en afname van de lichtintensiteit, en vice versa [21].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Penaeus aztecus* Ives, 1891. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=395176 (2024-10-18).

[2] Pérez Farfante, I. (1969). Western Atlantic shrimps of the genus Penaeus. Fish. Bull. 67(3): 461-591. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391077]

[3] Williams, A.B. (1984). Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the eastern United States, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press: Washington D.C.ISBN 0-87474-960-3. xviii, 550 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=128467]

[4] Soors, J.; Breine, J.; D'Udekem d'Acoz, C.; Van den Bergh, E.; Van de Meutter, F.; Terrie, T. (2020). *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea, Decapoda), in the Scheldt estuary (Belgium): Isolated record or forerunner of a penaeid invasion? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 530-531: 151437. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=327554]

[5] Deval, M.C.; Kaya, Y.; Güven, O.; Gokoglu, M.; Froglia, C. (2010). An unexpected find of the western Atlantic shrimp, Farfante *Penaeus aztecus* (Ives, 1891) (Decapoda, Penaeidae) in Antalya Bay, eastern Mediterranean Sea. Crustaceana 83(12): 1531-1537. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=244069]

[6] Zava, B.; Insacco, G.; Galil, B. (2018). The first record of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 in the central Adriatic coast of Italy. Bioinvasions Records 7(3): 293-296. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354271]

[7] Ozcan, T.; Ates, A.S.; Özcan, G. (2019). The distribution of the alien species *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Decapoda, Penaeidae) in the Mediterranean Sea. Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res. 21(2): 41-48. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381339]

[8] Gönülal, O.; Türetken, P. (2019). One of the most invasive alien species, *Penaeus aztecus* Ives, 1891 reached the Black Sea coasts. Bioinvasions Records 8(4): 871-875. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381250]

[9] Santos-Bethencourt, R.; Rotllant, G.; Abelló, P. (2023). The brown shrimp, *Penaeus aztecus* Ives, 1891, reaches the Iberian Peninsula Mediterranean coasts. Bioinvasions Records 12(4): 1015-1023. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381249]

[10] Scannella, D.; Falsone, F.; Geraci, M.; Froglia, C.; Fiorentino, F.; Giusto, G.; Zava, B.; Insacco, G.; Colloca, F. (2017). First report of Northern brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 in Strait of Sicily. Bioinvasions Records 6(1): 67-72. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354245]

[11] Darling, J.A.; Galil, B.S.; Carvalho, G.R.; Rius, M.; Viard, F.; Piraino, S. (2017). Recommendations for developing and applying genetic tools to assess and manage biological invasions in marine ecosystems. Mar. Policy 85: 54-64. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381248]

[12] Venkataramiah, A.; Lakshmi, G.J.; Gunter, G. (1976). A review of the effects of some environmental and nutritional factors on brown shrimp, *Penaeus aztecus* Ives in laboratory cultures, in: Persoone, G. et al. (Ed.) Proceedings of the 10th European Symposium on Marine Biology, Ostend, Belgium, Sept. 17-23, 1975: 1. Research in mariculture at laboratory- and pilot scale. pp. 523-547 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=4837]

[13] Wiesepape, L.M.; Aldrich, D.V. (1970). Effects of temperature and salinity on thermal death in postlarval brown shrimp, *Penaeus aztecus*. Texas A & M University: United States. x, 70 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391078]

[14] Lunz, G.R. (1956). Harvest from an experimental one-acre salt-water pond at Bears Bluff Laboratories, South Carolina. Prog. Fish-Cult. 18(2): 92-94. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391079]

[15] Zein-Eldin, Z.P.; Aldrich, D.V. (1965). Growth and survival of postlarval *Penaeus aztecus* under controlled conditions of temperature and salinity. Biol. Bull. 129(1): 199-216. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381341]

[16] Cruscanti, M.; Innocenti, G.; Alvarado Bremer, J.; Galil, B.S. (2015). First report of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in the Tyrrhenian Sea. Marine Biodiversity Records 8: e81. [https://www.vliz.be//en/imis?refid=354114]

[17] Galil, B.S.; Innocenti, G.; Douek, J.; Paz, G.; Rinkevich, B. (2017). Foul play? On the rapid spread of the brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives, 1891 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in the Mediterranean, with new records from the Gulf of Lion and the southern Levant. Mar. Biodiv. 47(3): 979-985. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354277]

[18] Karachle, P.; Corsini-Foka, M.; Crocetta, F.; Dulcic, J.; Dzhembekova, N.; Galanidi, M.; Ivanova, P.; Shenkar, N.; Skolka, M.; Stefanova, E.; Stefanova, K.; Surugiu, V.; Uysal, I.; Verlaque, M.; Zenetos, A. (2017). Setting-up a billboard of marine invasive species in the ESENIAS area: current situation and future expectancies. Acta Adriat. 58(3): 429-458. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=294111]

[19] Holthuis, L.B. (1980). FAO species catalogue: Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. Digital edition. FAO Fisheries Synopsis, 125(1). FAO: Rome. ISBN 92-5-100896-5. xvii, 271 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=142556]

[20] Tavares, M. (2002). Shrimps, in: Carpenter, K.E. (Ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes, : pp. 251-291. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391082]

[21] Matthews, T.R.; Schroeder, W.W.; Stearns, D.E. (1991). Endogenous rhythm, light and salinity effects on postlarval brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives recruitment to estuaries. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 154(2): 177-189. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354279]

Proasellus coxalis

Zuiders waterezeltje

Lector
Pieter Boets

© Thierry Vercauteren - Provinciaal Instituut voor Hygiëne (Antwerpen)

Wetenschappelijke naam
Proasellus coxalis (Dollfus, 1892) [1]

Het Zuiders waterezeltje *Proasellus coxalis* is een zoetwaterpissebed, die oorspronkelijk enkel voorkwam in **rivieren en riviermondingen rond het Middellandse Zeegebied**. Deze soort heeft zich sinds 1931 doorheen West-Europa verspreid, waarschijnlijk als verstekeling in het **ballastwater** van binnenvaartschepen. In **1998** werd de soort voor het eerst in België waargenomen, waar hij sinds 2011 verspreid voorkomt in de binnenwateren (vooral in het centrum en het westen van Vlaanderen) alsook in enkele brakwatersystemen. Als slechte zwemmers zijn zoetwaterpissebedden vooral te vinden tussen waterplanten, tussen stenen en op de bodem, waar ze zich voeden met dood organisch materiaal.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Zuiders waterezeltje werd in 1892 voor het eerst beschreven op basis van exemplaren uit het meer van Kinnereth (Israël) [2]. Men vermoedt echter dat de soort afkomstig is uit Zuid-Italië en de Griekse eilanden in de Egeïsche Zee [2], al rekenen sommigen de hele Middellandse Zee-regio tot het oorsprongsgebied [3].

Eerste waarneming in België

Het Zuiders waterezeltje werd in België voor het eerst waargenomen in 1998 [4]. De soort werd toen gevonden in een aantal stalen die door Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM) op diverse locaties in Vlaanderen genomen werden. Hoewel het vooral zoetwaterstalen betreffen, werd het Zuiders waterezeltje in het studiegebied ook aangetroffen in brak water [5].

Verspreiding in België

Proasellus coxalis komt voor in en rond het Kanaal Gent-Terneuzen, zoals in de Avrijevaart en een aantal kreekjes ten noorden van Gent, nabij de Nederlandse grens. Ook in het nabijgelegen Leopoldkanaal dat in Zeebrugge in zee uitmondt, komt de soort voor [5]. Deze pissebed werd eveneens vermeld in de bovenloop van de Raambeek in Heist-op-den-Berg, nabij Mechelen [2], en aan de Antwerpse Noord-Zuidverbinding [5]. Hoewel het een typische zoetwatersoort is, gedijt de soort in België ook in brakke wateren [6].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van het Zuiders waterezeltje buiten zijn oorsprongsgebied dateert van 1931 en vond plaats in het Duitse Rijngebied [7]. Vermoedelijk kwam het Zuiders waterezeltje vanuit de monding van de Rhône in Zuid-Frankrijk in de Rijn terecht via het Rijn-Rhônekanaal [7, 8]. Via het Dortmund-Eemskanaal bereikte de soort in 1987 het Eems-estuarium in Noord-Duitsland [7]. Sinds de jaren ‘50 komt deze zoetwaterpissebed in de meeste binnenwateren van Noord-Duitsland voor, zoals in de Eems, de Elbe, de Ruhr en de Wezer. In de Boven-Rijn in Zuid-Duitsland is deze soort echter vrij zeldzaam [7].

In Nederland werd *Proasellus coxalis* voor het eerst vermeld in 1978 [2], toen de soort gevonden werd in enkele beken in de provincie Limburg. Tegenwoordig is de soort er vrij algemeen te vinden [9,10]. In Centraal-Nederland komt deze zoetwaterpissebed voor in de Waal (nabij Nijmegen), de Rijn (nabij Arnhem) [11] en de Maas [12]. Na het herbekijken van eerder verzameld materiaal, werd duidelijk dat de soort al sinds 1948 in Nederlands Limburg (in Vlodrop aan de Ruhr rivier) gevonden werd, maar toentertijd werd verward met een andere niet-inheemse zoetwaterpissebed: *Proasellus meridianus* [9].

Wijze van Introductie

Het Zuiders waterezeltje heeft zich vermoedelijk via inlandse scheepvaart – als verstekeling in het ballastwater – doorheen de binnenwateren van Europa weten te verspreiden. De opening van verbindingskanalen maakte eveneens een autonome verspreiding tussen voorheen gescheiden rivierbekkens mogelijk [3, 8].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Water met een verhoogde hoeveelheid voedingsstoffen bevat meestal veel organisch afval, wat als voedsel dient voor deze zoetwaterpissebed. In het studiegebied ondervindt het Zuiders waterezeltje in nutriëntenarm water concurrentie door de inheemse zoetwaterpissebed, het Waterezeltje *Asellus aquaticus* [11]. In het algemeen kan gesteld worden dat de concentraties van *Proasellus coxalis* als beperkt beschouwd kunnen worden [5].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Deze zoetwaterpissebed verkiest water met weinig stroming. Het is een slechte zwemmer en de volwassen exemplaren leven er voornamelijk op de bodem. Verspreiding gebeurt daarom vooral doordat jonge exemplaren met de stroming meegevoerd worden. Echter, omdat de stroomsnelheid op de plaatsen van voorkomen veelal traag is, gaat dit slechts over beperkte afstanden [13].

Hoewel het Zuiders waterezeltje een typische zoetwatersoort is, gedijt het ook in brak water, zoals in estuaria [14]. Zo wordt de soort in Duitse en Belgische waterlopen bij zoutgehaltes tot 5 psu teruggevonden [3,15]. Ter vergelijking: het zeewater van de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen aantoonbare effecten op het ecosysteem gekend die rechtstreeks met het voorkomen van deze soort in verband kunnen worden gebracht.

Specifieke kenmerken

Zoetwaterpissebedden lijken sprekend op landpissebedden [9], al zijn ze doorgaans platter en hebben ze langere antennes [16]. Mannelijke exemplaren zijn tussen 7 en 10 mm lang, vrouwelijke individuen tussen 5 en 8 mm [2]. Ze hebben een grijsbruin tot beige kleur [2] of kunnen – in plaatsen zonder zonlicht – kleurloos zijn [3].

Het Zuiders waterezeltje leeft als slechte zwemmer op de bodem of tussen rotsen en waterplanten van stilstaande en traag stromende wateren, waar het zich voedt met dood organisch materiaal [9,14]. Net als de meeste zoetwaterpissebedsoorten draagt ook deze soort de bevruchte eieren in een broedbuidel met zich mee tot alle larvale stadia zijn doorlopen. Platen die bevestigd zijn aan de eerste vijf paar looppoten schuiven – als dakpannen – over elkaar en vormen zo de broedbuidel [9].

Specifiek kan het Zuiders waterezeltje onderscheiden worden van het Waterezeltje *Asellus aquaticus* en *Proasellus meridianus* door te kijken naar de vlekken op de kop. Het Waterezeltje heeft twee witte vlekken, terwijl *Proasellus meridianus* en het Zuiders waterezeltje er slechts één bezitten. Het onderscheid tussen deze twee soorten kan toch gemaakt worden doordat de vlek van *Proasellus meridianus* regelmatig is van vorm (trapeziumvormig) terwijl deze van het Zuiders waterezeltje iets onregelmatiger is [9]. Ook kunnen deze soorten onderscheiden worden door naar de zwempoten (pleopoden) te kijken. Zo kan onder andere de beharing op de vertakkingen (exopodieten) van deze zwempoten verschillen [9].

Twee exemplaren van het Zuiders waterezeltje kunnen er erg verschillend uitzien. Wetenschappers hebben de soort dan ook onderverdeeld in 28 verschillende groepen of ondersoorten [17]. Aangezien een aantal van deze ondersoorten ook in West-Europa voorkomen, vermoedt men dat de soort meerdere onafhankelijke introducties heeft gekend [13].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=233891 (2024-10-18).

[2] Vercauteren, T.; Wouters, K.A. (2008). *Proasellus coxalis* sensu auctorum (Crustacea, Isopoda) in de bovenloop van de Raambeek te Heist-op-den-Berg: eerste vaststelling van deze zoetwaterpissebed in België. Antenne: tijdschrift van de Antwerpse Koepel voor Natuurstudie 2(4): 12-16. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207789]

[3] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[4] Messiaen, M.; Lock, K.; Gabriels, W.; Vercauteren, T.H.; Wouters, K.; Boets, P.; Goethals, P.L.M. (2010). Alien macrocrustaceans in freshwater ecosystems in the eastern part of Flanders (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 30-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206040]

[5] Boets, P. (2019). Persoonlijke mededeling.

[6] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Shifts in the gammarid (Amhipoda) fauna of brackish polder waters in Flanders (Belgium). J. Crust. Biol. 31(2): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=211034]

[7] Holdich, D.; Pölck, M. (2007). Invasive crustaceans in European inland waters, in: Gherardi, F. Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology: Dordrecht: pp. 29-75. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207787]

[8] Nehring, S. (2005). International shipping – a risk for aquatic biodiversity in Germany, in: Nentwig, W. et al. Biological invasions – From ecology to control, 6. NeoBiota: Berlin: pp. 125-143. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207779]

[9] Huwae, P.; Rappé, G. (2003). Waterpissebedden: een determineertabel voor de zoet-, brak- en zoutwaterpissebedden van Nederland en België. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 226. KNNV Uitgeverij: Utrecht. ISBN 90-5011-171-8. 55 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40665]

[10] Tolkamp, H. (1983). Beken in Noord- en Midden-Limburg. Natura (Amst.) 81(1): 94-101. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208160]

[11] Vermonden, K.; Leuven, R.S.E.W.; Van der Velde, G. (2010). Environmental factors determining invasibility of urban waters for exotic macroinvertebrates. Diversity Distrib. 16: 1009-1021. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207790]

[12] Josens, G.; Bij de Vaate, A.; Usseglio-Polatera, P.; Cammaerts, R.; Chérot, F.; Grisez, F.; Verboonen, P.; Vanden Bossche, J.P. (2005). Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. Hydrobiologia 542(1): 203-220. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207710]

[13] Ketmaier, V. (2002). Isolation by distance, gene flow and phylogeography in the *Proasellus coxalis*-group (Crustacea, Isopoda) in Central Italy: allozyme data. Aquat. Sci. 64: 66-75. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207788]

[14] van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Kelleher, B.; Muskó, I.; Bij de Vaate, A. (2000). Ecological impact of crustacean invaders: general considerations and examples from the Rhine River, in: von Vaupel Klein, J.C. et al. The Biodiversity Crisis and Crustacea: Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, Netherlands, 20-24 July 1998, volume 2. Crustacean Issues, 12. A.A. Balkema: Rotterdam, Brookfield: pp. 3-33. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207016]

[15] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[16] Waterwereld (2018). zoetwaterpissebed of Assellus, waterezeltje, waterluis. http://www.waterwereld.nu/zoetwaterpissebed.php (2018-08-06).

[17] Stoch, F.; Valentino, F.; Volpi, E. (1996). Taxonomic and biogeographic analysis of the *Proasellus coxalis*-group (Crustacea, Isopoda, Asellidae) in Sicily, with description of *Proasellus montalentii* n. sp. Hydrobiologia 317(3): 247-258. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=208341]

Prokelisia marginata

Slijkgrascicade

© Theodoor Heijerman

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Prokelisia marginata (Van Duzee, 1897) [1]

De Slijkgrascicade *Prokelisia marginata* is een Amerikaanse soort die oorspronkelijk gedijde op Amerikaans slijkgras (*Spartina alterniflora*) langsheen de **oostkust van de Verenigde Staten**. De eerste Europese waarneming van deze soort stamt uit 1994 in de Portugese Algarve streek. De Slijkgrascicade bereikte België vermoedelijk in 2010, hoewel het tot 20 augustus **2011** duurde vooraleer hij er voor het eerst werd waargenomen. Mogelijk werd deze cicade via **transport met slijkgrasbladeren** in Europa geïntroduceerd. De Slijkgrascicade komt exclusief voor op slijkgrassen en voedt zich met het voedingsrijke sap van deze planten. De Slijkgrascicade werd langs de Amerikaanse westkust (Washington) uitgezet om het daar ingevoerde Engels slijkgras biologisch te bestrijden.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Slijkgrascicade strekt zich uit langsheen de Amerikaanse oostkust, van Massachusetts tot Louisiana. Deze cicade is in dit gebied erg abundant en vormt er de belangrijkste herbivoor van het Amerikaans slijkgras, *Spartina alterniflora* [2-4].

De Slijkgrascicade wordt eveneens geobserveerd in geïsoleerde intergetijdengebieden in Californië [4]. Hier komt hij eveneens op een andere slijkgrassoort voor, namelijk *Spartina foliosa* [2]. Er zijn echter sterke aanwijzingen dat deze Pacifische populaties recent (na de jaren '70) vanuit de Amerikaanse oostkust geïntroduceerd werden [5,6].

Eerste waarneming in België

Nadat de Slijkgrascicade op 20 augustus 2011 in Nederland, nabij Tholen, op Engels slijkgras *Spartina townsendii* var. *anglica* werd aangetroffen, besloot men om ook de Belgische slijkgraspopulaties te bemonsteren op de aanwezigheid van deze exoot. Naar aanleiding van deze bemonsteringcampagne werden in de Baai van Heist, op 26 augustus 2011, enkele honderden exemplaren van de Slijkgrascicade verzameld [7].

Aangezien deze cicade het jaar voordien reeds in Frankrijk en Nederland aangetroffen werd, vermoedt men dat de introductie van deze soort reeds in 2010 plaatsvond [7].

Verspreiding in België

In België werd de aanwezigheid van de Slijkgrascicade reeds vastgesteld op Engels slijkgras aan de Baai van Heist en het Zwin te Knokke [7]. Op de andere locaties waar zijn gastplant groeit (o.a. te Nieuwpoort en langs de Zeeschelde) werd de Slijkgrascicade voorlopig nog niet gemeld.

In het studiegebied komt de soort ook voor op het Engels slijkgras dat groeit langs de Westerschelde te Hoofdplaat, tussen Breskens en Terneuzen [7].

Verspreiding in onze buurlanden

De Slijkgrascicade werd het voor het eerst in Europa aangetroffen in 1994, in de Algarve (Portugal). In 1998 volgden meldingen uit Spanje en in 2004 uit Slovenië (Adriatische Zee) [8].

In 2008 werd de Slijkgrascicade in Engeland, langs de kusten van de provincie Hampshire (Portsmouth), aangetroffen [9] en in 2009 in Frankrijk [8]. Op Engels slijkgras dat groeit langs de kusten van de Engelse provincie Kent (Dover) bleek deze soort in 2009 reeds algemeen voor te komen, hoewel hij er in 2007 nog niet aangetroffen werd. Dit toont aan dat de cicade zich zeer snel over de Engelse zuidkust heeft verspreid [9].

Vervolgens werd deze soort in 2010 voor het eerst in Nederland vastgesteld, waar hij onder meer gedijt langsheen de Oosterschelde [7].

Wijze van introductie

Omdat slijkgras soms als inpakmiddel voor oesters gebruikt wordt, is het mogelijk dat oestertransport een rol speelde bij de introductie van de Slijkgrascicade vanuit Amerika naar Europa [7,9]. Zo kunnen er cicade-eieren aanwezig zijn in het weefsel van de slijkgrasbladeren [7].

Na de introductie in Frankrijk kon de soort zijn verspreidingsgebied snel op natuurlijke wijze uitbreiden. Het is echter mogelijk dat de oorspronkelijke introducties in Spanje, Frankrijk en Slovenië onafhankelijk van elkaar plaatsvonden [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Engelse slijkgras, een geschikte gastplant voor de Slijkgrascicade, komt voor in de intergetijdengebieden van onze kust (Nieuwpoort, Baai van Heist, het Zwin en het Scheldeestuarium) [10]. Dit Engels slijkgras is tevens een niet-inheemse soort, die tijdens de 19e eeuw ontstond na een hybridisatie langs de Zuid-Engelse kust tussen het inheemse Klein slijkgras *Spartina maritima* en het exotische Amerikaans slijkgras *Spartina alterniflora* [11].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Slijkgrascicade kan enkel gedijen op slijkgrassoorten [6]. De verspreiding van de cicade is dan ook sterk gebonden aan die van zijn gastplant, die typisch voorkomt in intergetijdengebieden met slikken en schorren [10].

Na introductie kan de Slijkgrascicade zeer grote dichtheden bereiken van meer dan 50.000 exemplaren per m^2 [5]. Naast kortvleugelige (brachypteer) exemplaren komen langvleugelige (macropteer) exemplaren voor die zeer goed kunnen vliegen [3]. Eenmaal in de lucht worden deze kleine insecten door de wind meegenomen. Er is dus geen sprake van gerichte dispersie. Opvallend is het hoge percentage langvleugelige exemplaren in veel Zeeuwse populaties, die op hun beurt kunnen zorgen voor een snelle verspreiding over grotere afstanden. De zeer grote bronpopulaties zorgen voor een ‘regen’ van Slijkgrascicades langs onze kust [12].

De kortvleugelige exemplaren hebben daarentegen als voordeel dat ze zich op jongere leeftijd kunnen voortplanten [3]. De verhouding tussen kort- en langvleugelige exemplaren in een populatie wordt bepaald door verscheidene omgevingsfactoren, zoals de kwaliteit van de waardplant en de populatiedichtheid [3,13]. In populaties met een hoge dichtheid ontstaan meer langvleugelige exemplaren dan in populaties met een lage dichtheid.

Mogelijk kan de wintertemperatuur een belemmerende rol spelen voor de noordelijke verspreiding van deze soort. De soort overleeft immers de winter in 'nimf-stadia' (een larvaal stadium waarin de cicaden reeds lijken op de volwassen exemplaren (imago), maar waarbij o.a. nog vleugels ontbreken) tussen afgestorven materiaal [4], tussen de opgerolde bladeren van oude halmen en in de bladoksels van jonge planten, tot het vroege voorjaar [6]. Een afname van de populatiedichtheid kan optreden door een lange periode van koud weer voorafgaand aan de lente [9,14]. Strenge winters kunnen hun aantallen zodanig decimeren dat de soort tijdens de zomer niet in staat is zich te herstellen. Hierdoor is de noordgrens van het verspreidingsgebied van deze soort langs de Amerikaanse oostkust beperkt tot Massachusetts [5-7].

In de Verenigde Staten spelen stormen ook een belangrijke rol bij de verspreiding van deze cicade. Slijkgraspopulaties langs kreken en op lagergelegen gebieden worden door winterstormen gedecimeerd, doordat het losse plantenmateriaal waartussen de nimfen overwinteren weggespoeld wordt. Op dergelijke plekken dient de Slijkgrascicade zich elk jaar opnieuw te vestigen.

Een volwassen Slijkgrascicade kan, gedurende hoogtij, onder water overleven door luchtbellen vast te houden onder zijn vleugels en door zich vast te houden aan de binnenkant van een opgeplooid blad. De Slijkgrascicade kan ook op het wateroppervlak blijven zitten en springen [14,15].

Prokelisia marginata komt voor op *Spartina alterniflora*, *Spartina maritima* en *Spartina anglica*. De Slijkgrascicade kan zich eveneens goed aanpassen aan nieuwe *Spartina*-soorten [14].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Zowel het imago-stadium als de nimf-stadia van de Slijkgrascicade voeden zich uitsluitend met het voedselrijke sap (floëem) van slijkgrassoorten. De wijfjes leggen hun eieren met een legboor in het vasculaire weefsel (het kanaalstelsel waarmee de plant water en floëem transporteert) van de plant. Als gevolg hiervan vertonen de planten bruine vlekken en produceren ze minder biomassa en minder kiemkrachtige zaden [6,7].

Het Amerikaans slijkgras dat groeit in het oorsprongsgebied van de Slijkgrascicade, langs de oostkust van de Verenigde Staten, lijkt veel minder te lijden onder de aanwezigheid van dit insect in vergelijking met slijkgrassen in regio's waar deze soort voorheen niet

voorkwam. Zo heeft een experiment in een serre aangetoond dat Engels slijkgras eveneens zwaar beschadigd kan worden door hoge predatie door de Slijkgrascicade [16]. Andere experimenten tonen aan dat de cicade binnen twee generaties na introductie, aantallen tot 200 exemplaren per plant kan bereiken, hetgeen overeenkomt met meer dan 50.000 cicaden per m^2 [16]. Dergelijke aantallen kunnen tot de dood van de slijkgrasplanten leiden [6].

Het verschil in resistentie tussen de verschillende slijkgrassoorten voor de Slijkgrascicade heeft waarschijnlijk een genetische basis. Slijkgraspopulaties in regio's waar dit insect vanouds niet voorkomt, zouden minder resistentie-eigenschappen bezitten [17,18]. Op resistente slijkgraspopulaties bereikt de Slijkgrascicade aantallen die 10 maal lager liggen dan bij minder resistente populaties en leidt de aanwezigheid van de cicade doorgaans niet tot de dood van de gastplant [18].

De Slijkgrascicade is, omwille van de soortspecifieke negatieve invloed die hij kan hebben op slijkgras, een interessant organisme om niet-inheems slijkgras biologisch te bestrijden. Zo werd dit insect vanaf het jaar 2000 succesvol uitgezet op Amerikaans slijkgras dat invasief groeit in Willapa Bay en Puget Sound (Washington State, Verenigde Staten) [5,6]. Er werd toen gevreesd dat het slijkgras op termijn resistent zou worden tegen deze cicade [17,18]. In 2007 werd er beslist om de hele regio met onkruidverdelgers te besproeien om zo het slijkgras volledig uit te roeien. Hierdoor blijft er onzekerheid omtrent de doeltreffendheid van de Slijkgrascicade als biologisch bestrijdingsorganisme [5].

De toekomst zal uitwijzen of Engels slijkgras, een invasieve soort met een negatieve invloed op inheemse bodemdieren en kustvogels [19,20], beïnvloed zal worden door de komst van deze cicade in onze streken.

Verder kan de populatiedichtheid van de Slijkgrascicade worden beïnvloed door de aanwezigheid van de parasieten *Pseudogonatopus arizonicus* (Dryinidae) en *Elenchus koebelei* (Strepsiptera) [21].

Specifieke kenmerken

De Slijkgrascicade is een typische spoorcicade: het is een vrij klein insect (2,3 tot 4,4 mm [2]) dat zich uitsluitend voedt met het voedingsrijke sap (floëem) van slijkgrassoorten [6]. Deze soort heeft een gele tot licht bruine kleur op de kop en het lichaam, waarop eveneens horizontale bruine strepen voorkomen [2]. Hij plant zich seksueel voort. Mannetjes zoeken actief naar vrouwtjes en de twee geslachten communiceren met elkaar via akoestische signalen die voortgebracht worden als vibraties door de gastheerplant [22]. De signalen zijn soortspecifiek en helpen om de reproductieve isolatie tussen sympatrische *Prokelisia*-soorten te behouden [23].

De Slijkgrascicade kan onderscheiden worden van de andere spoorcicaden die in de Benelux te vinden zijn met behulp van een naslagwerk [24].

De lichaamsgrootte van een volwassen *Prokelisia marginata* is positief evenredig met zijn/haar vruchtbaarheid. Hoe hoger de broedtemperatuur, hoe sneller de larven groeien maar hun overlevingskansen worden lager [25].

Net zoals de meeste cicades, heeft ook deze vleugeldimorfisme. In een populatie kunnen er dus individuen met twee verschillende types vleugels voorkomen [26]. Langvleugelige individuen kunnen vliegen en dus veel verder disperseren (tot wel 30 km) dan de individuen zonder vleugels. Of een cidade al dan niet vleugels krijgt tijdens de ontwikkeling is afhankelijk van de cicadendensiteit en de voedselrijkheid van de gastheerplant. Vleugels komen vaker voor in onstabiele habitats, terwijl niet gevleugelde cicades, die een grotere vruchtbaarheid hebben, voorkomen in stabiele omgevingen met een lage densiteit [27].

Hoewel cicaden bij het grote publiek niet zo gekend zijn, zijn ze wel verantwoordelijk voor een bekend verschijnsel: 'koekoeksspuug'. Dit is een fluimachtige substantie dat vaak op planten aangetroffen kan worden. Het gaat om een vloeibare uitscheiding die de nimfen van spuugbeestjes (een andere cicade-familie dan de spoorcicaden, waartoe de Slijkgrascicade behoort) uitscheiden en opkloppen zodat het hele lichaam erdoor omgeven wordt. Dit schuimnest beschermt de nimfen tegen uitdroging, parasieten en predatoren. Men noemt deze schuimnesten ook wel koekoekspuug omdat men vroeger dacht dat ze afkomstig waren van een koekoek die op de plant spuugde. De koekoeksbloem dankt haar naam eveneens aan het koekoekspuug dat er vaak op aanwezig is [28].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Prokelisia marginata* (Van Duzee, 1897). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=503319 (2024-10-18).

[2] Wilson, S.W. (1982). The planthopper genus *Prokelisia* in the United States (Homoptera: Fulgoroidea: Delphacidae). J. Kans. Entomol. Soc. 55(3): 532-546. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213611]

[3] Denno, R.F.; Douglas, L.W.; Jacobs, D. (1985). Crowding and host plant nutrition: Environmental determinants of wing-form in Prokelisia marginata. Ecology 66(5): 1588-1596. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213596]

[4] Denno, R.F.; Schauff, M.E.; Wilson, S.W.; Olmstead, K.L. (1987). Practical diagnosis and natural history of two sibling salt marsh-inhabiting planthoppers in the genus *Prokelisia* (Homoptera, Delphacidae). Proc. Entomol. Soc. Wash. 89(4): 687-700. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=213597]

[5] Grevstad, F.S.; Switzer, R.W.; Wecker, M.S. (2003). Habitat trade-offs in the summer and winter performance of the planthopper *Prokelisia marginata* introduced against the intertidal grass *Spartina alterniflora* in Willapa Bay, Washington, in: Cullen, J.M. et al. Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds Canberra, Australia, 27 April-2 May 2003. CSIRO Entomology: Canberra: pp. 523-528. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213602]

[6] Grevstad, F.S.; Strong, D.R.; Garcia-Rossi, D.; Switzer, R.W.; Wecker, M.S. (2003). Biological control of *Spartina alterniflora* in Willapa Bay, Washington using the planthopper *Prokelisia marginata*: agent specificity and early results. Biol. Control. 27(1): 32-42. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213180]

[7] De Blauwe, H. (2011). De Slijkgrascicade *Prokelisia marginata* (Hemiptera: Delphacidae), een exoot gebonden aan Engels slijkgras *Spartina townsendii*, verovert nu ook de Belgische kust. De Strandvlo 31(3-4): 80-88. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=211692]

[8] Mifsud, D.; Cocquempot, C.; Mühlethaler, R.; Wilson, M.; Streito, J.-C. (2010). Other Hemiptera Sternorrhyncha (Aleyrodidae, Phylloxeroidea, and Psylloidea) and Hemiptera Auchenorrhyncha, in: Roques, A. et al. Alien terrestrial arthropods of Europe., 4. Pensoft Publishers: Sofia: pp. 511-552. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213606]

[9] Badmin, J.; Witts, T. (2009). Cord-grass planthopper *Prokelisia marginata* (Hemiptera: Delphacidae) sweeps into Kent. Br. J. Entomol. Nat. Hist. 22(4): 213-215. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213064]

[10] Van Landuyt, W.; Hoste, I.; Vanhecke, L.; Van Den Bremt, P.; Vercruysse, W.; de Beer, D. (Ed.) (2006). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Nationale Plantentuin van België/Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek/Flo.Wer: Brussel. ISBN 90-726-1968-4. 1007 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=170947]

[11] Ayres, D.R.; Strong, D.R. (2001). Origin and genetic diversity of *Spartina anglica* (Poaceae) using nuclear DNA markers. Am. J. Bot. 88(10): 1863-1867. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207303]

[12] den Bieman, K. (2012). Persoonlijke mededeling.

[13] Strong Jr., D.R.; Stiling, P.D. (1983). Wing dimorphism changed by experimental density manipulation in a planthopper (*Prokelisia marginata*, Homoptera, Delphacidae). Ecology 64(1): 206-209. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=214089]

[14] Ouvrard, D.; Soulier-Perkins, A. (2012). *Prokelisia marginata* (Van Duzee, 1897) lands on the French coast of Normandy (Hemiptera, Fulgoromorpha, Delphacidae). Bull. Soc. Entomol. Fr. 117(4): 441-444. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297715]

[15] Arndt, C.H. (1914). Some insects of the between tides zone. Proc. Indiana Acad. Sci. 1182: 323-336. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302010]

[16] Wu, M.-Y.; Hacker, S.D.; Ayres, D.R.; Strong, D.R. (1999). Potential of *Prokelisia* spp. as biological control agents of English cordgrass, *Spartina anglica*. Biol. Control. 16(3): 267-273. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213062]

[17] Garcia-Rossi, D.; Rank, N.; Strong, D.R. (2003). Potential for self-defeating biological control? Variation in herbivore vulnerability among invasive Spartina genotypes. Ecol. Appl. 13(6): 1640-1649. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213607]

[18] Strong, D.R. (2003). Evolving weeds and biological control, in: Cullen, J.M. et al. Proceedings of the XI International Symposium on Biological Control of Weeds Canberra, Australia, 27 April-2 May 2003. CSIRO Entomology: Canberra: pp. 21-27. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=213610]

[19] Nehring, S.; Adersen, H. (2006). NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Spartina anglica*. NOBANIS - North European and Baltic Network on Invasive Alien Species: Copenhagen. 13 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207302]

[20] Minchin, D. (2009). *Spartina anglica* Hubbard, common cordgrass (Poaceae, Magnoliophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 297. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=135057]

[21] Stiling, P.D.; Throckmorton, A.; Silvanima, J.; Strong, D.R. (1991). Biology of and rates of parasitism by nymphal and adult parasites of the salt-marsh inhabiting planthoppers *Prokelisia marginata* and *P. dolus*. Fla. Entomol. 74(1): 81-87. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297618]

[22] Harkin, C. (2016). Ecological interactions of an invading insect: the planthopper *Prokelisia marginata*. PhD Thesis. University of Sussex: Sussex. xiv, 193 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301875]

[23] Heady, S.E.; Denno, R.F. (1991). Reproductive isolation in *Prokelisia* planthoppers (Homoptera, Delphacidae) - Acoustic differentiation and hybridization failure. J. Insect Behav. 4(3): 367-390. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301876]

[24] den Bieman, K.; Biedermann, R.; Nickel, H.; Niedringhaus, R. (2011). The planthoppers and leafhoppers of Benelux, Identification keys to all families and genera and all Benelux species not recorded from Germany. Cicadina: Fachorgan des Arbeitskreises Zikaden Mitteleuropas., 2011. Wissenschaftlich Akademischer Buchvertrieb–Fründ: Scheessel. ISBN 978-3-939202-03-5. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=214183]

[25] Denno, R.F.; Perfect, J.R. (Ed.) (1994). Planthoppers: their ecology and management. Springer US. ISBN 978-0-412-02341-5. 799 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297718]

[26] Denno, R.F.; Douglass, L.W.; Jacobs, D. (1986). Effects of Crowding and Host Plant Nutrition on a Wing-Dimorphic Planthopper. Ecology 67(1): 116-123. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302008]

[27] Denno, R.F.; Grissell, E.E. (1979). The adaptiveness of wing-dimorphism in the salt marsh-inhabiting planthopper, *Prokelisia marginata* (Homoptera, Delphacidae). Ecology 60(1): 221-236. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=214146]

[28] Wikipedia, de vrije encyclopedie (2018). Cicaden https://nl.wikipedia.org/wiki/Cicaden (2012-03-09).

Pseudodiaptomus marinus

Pacifisch eenoogkreeftje

© Jonas Mortelmans

Lector
Micky Tackx

Wetenschappelijke naam
Pseudodiaptomus marinus Sato, 1913 [1]

Het Pacifisch eenoogkreeftje *Pseudodiaptomus marinus* is oorspronkelijk afkomstig uit de **noordwestelijke Stille Oceaan**. Pas in 2007 werd de soort voor het eerst waargenomen in Europa, in het noorden van de Adriatische Zee. De soort is daar waarschijnlijk geïntroduceerd samen met andere geïmporteerde soorten die gebruikt worden in de **aquacultuur**, **of** via lozing van **ballastwater**. In **2010** werd het Pacifisch eenoogkreeftje voor het eerst waargenomen in het Belgische deel van de Noordzee, nabij de haven van Zeebrugge. De exoot is een klein organisme van slechts 1 mm groot en kan een breed spectrum van omgevingsfactoren, zoals saliniteit en temperatuur, tolereren.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Pacifisch eenoogkreeftje is oorspronkelijk afkomstig uit de noordwestelijke Stille Oceaan [2]. Het betreft een mariene soort die hoofdzakelijk in de kustwateren van Japan, Rusland, Zuid-Korea en China voorkomt [3,4].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming in België van het Pacifisch eenoogkreeftje vond plaats in de haven van Zeebrugge, in 2010 [4].

Verspreiding in België

Na de eerste waarneming werd de soort ook in de monding van de Westerschelde, rond de haven van Oostende en verder op zee, op de zandbank 'Vlakte van de Raan' gesignaleerd [4]. In 2015-2016 werd deze exoot tijdens een monitoringscampagne in alle samples op het Belgisch deel van de Noordzee in variabele abundanties aangetroffen, met piekdensiteiten van 560 individuen per m^2 [5].

Verspreiding in onze buurlanden

Het Pacifisch eenoogkreeftje werd vóór 1970 reeds als een geïntroduceerde soort gesignaleerd in de Indische (Maurtitius, 1964; Andamenen, 1968) en Atlantische Oceaan (Hawaii, 1964) [6-8]. Vervolgens verspreidde de soort zich langs de westkust van Noord-Amerika. Het Pacifisch eenoogkreeftje werd o.a. waargenomen in Mission Bay (Californië; 1986) en Puget Sound (Washington; 2001) [9,10].

Het Pacifisch eenoogkreeftje werd voor het eerst in Europa waargenomen in 2007, in het noorden van de Adriatische Zee [11]. Pas in 2010 werd de exoot ook in het Kanaal aangetroffen [3], langs de Frans-Atlantische kust ter hoogte van de haven van Calais (2010) en de kustwateren van Gravelines (2011). De soort bleek in staat zich voort te planten in zijn nieuw leefgebied en heeft zich kunnen vestigen, maar de abundantie blijft laag [3]. Ook aan de Frans-Atlantische kust, in het Gironde-estuarium, werd de soort gesignaleerd [3]. Ter hoogte van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee – tussen de Britse en Nederlandse kust – werd dit eenoogkreeftje recent (2012) waargenomen via de *Continuous Plankton Recorder Survey* [12]. Ook in de Duitse wateren (Noordzee) werd het Pacifisch eenoogkreeftje reeds tijdens biologische monitoring aangetroffen (2011) [12]. Wetenschappers voorspellen dat het Pacifisch eenoogkreeftje zich mogelijk verder zal verspreiden richting de kustwateren van de Baltische Zee en de Oostelijke Noordzee [12].

Wijze van introductie

Het Pacifisch eenoogkreeftje kan op minstens twee manieren worden geïntroduceerd in nieuwe gebieden: (1) samen met andere geïmporteerde soorten die gebruikt worden in de aquacultuur, zoals oesters en mosselen afkomstig uit Japan, en (2) via ballastwaterlozing [3,9,11,12].

Beide manieren kunnen hebben bijgedragen aan de introductie in de noordelijke Adriatische Zee [10]. Heel wat schepen afkomstig uit Azië gebruiken immers de Middellandse Zee om Europa te bereiken [3]. Het is daarentegen onwaarschijnlijk dat de eerste introductie in het Kanaal (Calais, 2010) via aquacultuur zou gebeurd zijn, aangezien er regionaal enkel mosselen en vis worden gebruikt die vanuit Europa afkomstig zijn. Men vermoedt dan ook dat de soort geïntroduceerd werd via transoceanische schepen, afkomstig van de Californische kusten [3]. Tenslotte heeft de gevestigde populatie in Calais zich vermoedelijk noordwaarts verspreid via de heersende zeestromingen langsheen de Franse, Belgische, Nederlandse en Duitse kusten [3,12].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De studie van Rajakaruna *et al.* (2012) identificeerde op basis van watertemperatuur de regio's die het Pacifisch eenoogkreeftje potentieel kan koloniseren. De Belgische kustwateren vielen net binnen het voorspelde gebied [13]. Het Pacifisch eenoogkreefje beschikt over eurytherme en euryhaliene eigenschappen, wat bekrachtigd wordt door zijn voorkomen in zowel tropische als noordelijke (Japanse en Russische) wateren alsook in wateren met variabele saliniteit [3,12,14].

De soort leeft het liefst in eutrofe gebieden, waar het voedselaanbod steeds hoog is [15]. Het Pacifisch eenoogkreeftje kan zich voeden met zowel plantaardig materiaal als detritus. De soort heeft een goede strategie om het predatierisico te reduceren, dit door zijn preferentie voor eutrofe gebieden met hoge turbulentie in combinatie met zijn epibenthisch gedrag [14, 16].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De variaties in de populatiestructuur van deze exoot in het Belgisch deel van de Noordzee wordt best verklaard door de watertemperatuur (optimale range tussen 20 en 25°C [17]) en chorophyll-a concentraties. Saliniteitsvariaties en veranderingen in stikstofgehalte lijken geen invloed te hebben op de distributie van het Pacifisch eenoogkreeftje [5]. Deze exoot wordt wereldwijd gezien als een potentiële pestsoort, te wijten aan zijn resistentie voor ongunstige condities en zijn tolerantie voor wijzigingen in saliniteit (2,5 tot 38 psu) en temperatuur (5 tot 28 °C) [16].

Naast verspreiding via ballastwater en aquacultuurorganismen, zijn ook de heersende zeestromingen bepalend voor de lokale verspreiding van het Pacifisch eenoogkreeftje: de stromingen voeren het zoöplankton mee naar nabij gelegen gebieden [3,12,18].

De progressieve degradatie van kustzones [19] kan voordelig zijn voor het Pacifisch eenoogkreeftje, aangezien deze soort zich voedt met detritus en in zones met hoge troebelheid leeft [20].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn weinig gekende effecten die in verband kunnen worden gebracht met de introductie of vestiging van het Pacifisch eenoogkreeftje. Enkel in de zuidelijke baaien in Californië is, vermoedelijk door de introductie van het exotisch eenoogkreeftje, de populatie van de inheemse soort *Pseudodiaptomus euryhalinus* erop achteruitgegaan. Verder onderzoek naar de effecten is echter nog steeds aan de orde [9]. Welke effecten de ontwikkeling van *Pseudodiaptomus euryhalinus* ter hoogte van de Belgische en Franse kusten kunnen veroorzaken is nog niet gekend. Er worden op heden dan ook geen specifieke maatregelen genomen om de soort te bestrijden.

Specifieke kenmerken

Het Pacifisch eenoogkreeftje is een kleine calanoïde copepode (roeipootkreeftje), met een lengte van circa 1 mm, waarbij het vrouwtje groter wordt dan het mannetje. Het lichaam bestaat uit twee delen: het voorste gedeelte noemt men het prosoom en het achterste gedeelte het urosoom. Het urosoom is kleiner dan 2/3^{e} van het prosoom. Deze laatste is lang, slank en kan nogmaals opgedeeld worden in twee delen, waarbij het cephalosoom de kop vormt en het metasoom de romp. Het cephalosoom is afgerond en draagt tevens twee paar antennes. Daarnaast draagt het metasoom vijf paar poten [6]. Het genus *Pseudodiaptomus* bevat verschillende soorten die zich van elkaar onderscheiden door kleine verschillen in het vijfde paar poten van het mannelijk roeipootkreeftje [9].

De eitjes worden door het vrouwtje gedragen in een zak die ze onder het achterlichaam draagt [9,21]. Doordat de eitjes worden gedragen verhoogt dit zeer sterk hun overlevingskans [15]. De eiproductiesnelheid blijkt echter wel veel lager te zijn bij een lagere temperatuur. De ontwikkelingstijd (van ei tot adult) bedraagt gemiddeld 13 dagen, wat kort genoeg is om voor hoge soortenaantallen te zorgen onder de juiste omstandigheden [22].

Dit roeipootkreeftje leeft overdag nabij de bodem (epibenthische levenswijze). Bij zonsondergang verspreidt het zich in de waterkolom, waar het deel uitmaakt van het zogenaamde dierlijk plankton of het zoöplankton [23-25].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=360352 (2024-10-18).

[2] Walter, T.C. (1987). Review of the taxonomy and distribution of the demersal copepod genus *Pseudodiaptomus* (Calanoida : Pseudodiaptomidae) from southern Indo-West Pacific waters. Aust. J. mar. Freshw. Res. 38(3): 363-396. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229692]

[3] Brylinski, J.-M.; Antajan, E.; Raud, T.; Vincent, D. (2012). First record of the Asian copepod *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 (Copepoda: Calanoida: Pseudodiaptomidae) in the Southern Bight of the North Sea along the coast of France. Aquat. Invasions 7(4): 577-584. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229638]

[4] Walter, T.C.; Boxshall, G. (2018). Belgian Register of Marine Species. World of Copepods database. *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913. [http://www.marinespecies.org/berms/aphia.php?p=taxdetails&id=360352]

[5] Deschutter, Y.; Vergara, G.; Mortelmans, J.; Deneudt, K.; De Schamphelaere, K.A.C.; De Troch, M. (2018). Distribution of the invasive calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* (Sato, 1913) in the Belgian part of the North Sea. Bioinvasions Records 7(1): 33-41. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=292779]

[6] Grindley, J.R.; Grice, G.D. (1969). A redescription of *Pseudodiaptomus marinus* Sato (Copepoda, Calanoida) and its occurrence at the Island of Mauritius. Crustaceana 16(2): 125-134. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229641]

[7] Pillai, P.P. (1976). A review of the calanoid copepod family Pseudodiaptomidae with remarks on the taxonomy and distribution of the species from the Indian Ocean. J. Mar. Biol. Ass. India 18(2): 242-265. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229646]

[8] Jones, E.C. (1966). A new record of *Pseudodiaptomus marinus* Sato (Copepoda, Calanoida) from brackish waters of Hawaii. Crustaceana 10(3): 316-317. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229672]

[9] Fleminger, A.; Kramer, S.H. (1988). Recent introduction of an Asian estuarine copepod, *Pseudodiaptomus marinus* (Copepoda: Calanoida), into southern California embayments. Mar Biol. (Berl.) 98(4): 535-541. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=227306]

[10] Lawrence, D.L.; Cordell, J.R. (2010). Relative contributions of domestic and foreign sourced ballast water to propagule pressure in Puget Sound, Washington, USA. Biol. Conserv. 143(3): 700-709. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229682]

[11] Da Olazabal, A.; Tirelli, V. (2011). First record of the egg-carrying calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* in the Adriatic Sea. Marine Biodiversity Records 4(e85): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229691]

[12] Jha, U.; Jette, A.; Lindley, J.A.; Poster, L.; Wootton, M. (2013). Extension of distribution of *Pseudodiaptomus marinus*, an introduced copepod, in the North Sea. Marine Biodiversity Records 67: 53. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229644]

[13] Rajakaruna, H.; Strasser, C.; Lewis, M. (2012). Identifying non-invasible habitats for marine copepods using temperature-dependent R0. Biological Invasions 14(3): 633-647. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229650]

[14] Liang, D.; Uye, S. (1997). Seasonal reproductive biology of the egg-carrying calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* in a eutrophic inlet of the Inland Sea of Japan. Mar. Biol. (Berl.) 128(3): 409-414. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229645]

[15] Sabia, L.; Uttieri, M.; Pansera, M.; Souissi, S.; Schmitt, F.G.; Zagami, G.; Zambianchi, E. (2012). First observations on the swimming behaviour of *Pseudodiaptomus marinus* from Lake Faro = Osservazioni preliminari sul comportamento natatorio di *Pseudodiaptomus marinus* dal Lago di Faro. Biol. Mar. Medit. 19(1): 240-241. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229681]

[16] Sabia, L.; Zagami, G.; Mazzocchi, M.; Zambianchi, E.; Uttieri, M. (2015). Spreading factors of a globally invading coastal copepod. Mediterr. Mar. Sci. 16(2): 460-471. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=288142]

[17] Uye, S.; Iwai, Y.; Kasahara, S. (1983). Growth and production of the inshore marine copepod *Pseudodiaptomus marinus* in the central part of the Inland Sea of Japan. Mar. Biol. (Berl.) 73(1): 91-98. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=331245]

[18] Jiménez-Pérez, L.C.; Castro-Longoria, E. (2006). Range extension and establishment of a breeding population of the Asiatic copepod, *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 (Calanoida, Pseudodiaptomidae) in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico . Crustaceana 79(2): 227-234. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=229643]

[19] Zenetos, A.; Gofas, S.; Morri, C.; Rosso, A.; Violanti, D.; García Raso, J.E.; çinar, M.E.; Almogi-Labin, A.; Ates, A.S.; Azzurro, E.; Ballesteros, E.; Bianchi, C.N.; Bilecenoglu, M.; Gambi, M.C.; Giangrande, A.; Gravili, C.; Hyams-Kaphzan, O.; Karachle, P.K.; Katsanevakis, S.; Lipej, L.; Mastrototaro, F.; Mineur, F.; Pancucci-Papadopoulou, M.A.; Ramos Esplá, A.; Salas, C.; San Martín, G.; Sfriso, A.; Streftaris, N.; Verlaque, M. (2012). Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. Mediterr. Mar. Sci. 13(2): 328-352. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=288228]

[20] Shang, X.; Wang, G.; Li, S. (2008). Resisting flow - laboratory study of rheotaxis of the estuarine copepod *Pseudodiaptomus annandalei*. Mar. Freshw. Behav. Physiol. 41(2): 109-124. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297640]

[21] Uye, S.-I.; Yuzuru, I.; Kasahara, S. (1982). Reproductive biology of *Pseudodiaptomus marinus* (Copepoda: Calanoida) in the Inland Sea of Japan. Bull. Plankton Soc. Japan 29(1): 25-35. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297645]

[22] Huang, Y.; Zhu, L.; Liu, G. (2006). The effects of bis(tributiltyn) oxide on the development, reproduction and sex ratio of calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus*. Est., Coast. and Shelf Sci. 69(1-2): 147-152. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297653]

[23] Uye, S.-I.; Kasahara, S. (1983). Grazing of various developmental stages of *Pseudodiaptomus marinus* (Copepoda: Calanoida) on natural occurring particles. Bull. Plankton Soc. Japan 30(2): 157-158. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=229671]

[24] Valbonesi, A.; Harada, E. (1980). The vertical distributions of some copepods and a mysid in a near-shore water of Tanabe Bay. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. 25(5-6): 445-460. [http://www.vliz.be/imis?module=ref&refid=297619]

[25] Liang, D.; Uye, S. (1997). Population dynamics and production of the planktonic copepods in a eutrophic inlet of the Inland Sea of Japan. IV. *Pseudodiaptomus marinus*, the eggcarrying calanoid. Mar. Biol. 128: 415-421. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297634]

Ptilohyale littoralis

© Marco Faasse

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam
Ptilohyale littoralis (Stimpson, 1853) [1]

Het vlokreeftje *Ptilohyale littoralis* is afkomstig uit het **noordwestelijk deel van de Antlantische Oceaan**. Dit organisme werd via de **scheepvaart (ballastwater of aangroei)** in Nederland geïntroduceerd (2009) en werd in **2022** voor de eerste maal in België aangetroffen op de RT1 meetpaal, zo'n 500 meter ten noorden van de oostelijke strekdam van Oostende. Dit vlokreeftje leeft zowel in brakwater- als mariene milieus. Ze komt voor in de littorale zone waar ze zich verstopt tussen keien, oesters, mosselen of onder het Blaaswier.

Oorspronkelijke verspreiding

De soort komt van nature voor langsheen de Atlantische kust van Noord-Amerika [2].

Eerste waarneming in België

Meerdere exemplaren van deze soort werden op 1 augustus 2022 voor de eerste maal aangetroffen op Belgisch grondgebied, en dit in een aangroeistaal van de intertidale zone van de RT1-meetpaal (‘*Blue Accelerator*’), zo’n 500 meter ten noorden van de oostelijke havendam van Oostende [3].

Verspreiding in België

Naast de waarneming in 2022 werden deze vlokreeftjes in 2024 ook gevonden in een aangroeistaal van de O6-boei, in de buurt van de RT1-meetpaal, maar deze keer in de subtitale zone. Tot op heden vormen deze voorkomens, nabij de havenmonding van Oostende, de enige waarnemingen op Belgisch grondgebied [3].

Verspreiding in onze buurlanden

In 2009 kende *Ptilohyale littoralis* reeds een abundant voorkomen in de haven van Rotterdam. Ook in de daaropvolgende jaren werden op deze locatie honderden exemplaren van deze soort aangetroffen. In 2013 werd dit vlokreeftje ook gevonden in de Oosterschelde (Yerseke) en Westerschelde (Vlissingen, Borssele), maar in opvallend lagere concentraties in vergelijking met de haven van Rotterdam [2]. In 2014 dook de soort ook op ter hoogte van de Noord-Franse Kanaalkust (Wimereux) [4]. In 2024 werd dit vlokreeftje aangetroffen op de dijk van Boulogne, terwijl in de nabijheid van Wimereux geen exemplaren meer konden gevonden worden [3].

Vermoedelijk komt de soort reeds veel langer voor langs de Europese kust. Zo werd in 1985 een vlotkreeftje met een sterk behaarde tweede antenne aangetroffen in de Baai van Arcachon (Frankrijk) [5]. De soort werd toen beschreven als *Parhyale explorator* (later *Ptilohyale explorator*), een nieuwe soort voor de wetenschap, echter later werd aangetoond dat het dezelfde soort betrof als *Ptilohyale littoralis* [6].

Wijze van introductie

De meest aannemelijke introductievector betreft het transport in ballastwater of de aangroei op scheepsrompen, gezien het eerste (en abundant) voorkomen in de haven van Rotterdam [2,7]. Zonder bijkomend onderzoek is het onmogelijk om een onderscheid te maken tussen secundaire introducties en meerdere primaire introducties van *Ptilohyale littoralis* in Nederland [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Dit vlokreeftje wordt beschreven als een brakwater/estuariene soort [8], maar komt eveneens voor in mariene milieus [4]. De exacte tolerantielimieten voor temperatuur zijn niet gekend.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Ptilohyale littoralis komt zowel voor in brakwater- als mariene milieus [2]. Ze wordt gevonden in de littorale zone en beschermen zich tegen predatie en golfwerking [9] door zich te verstoppen onder rotsen, tussen keien, oesters of mosselen en onder het Blaaswier *Fucus vesiculosus* L. [2,4].

Bij amfipoden ontbreekt een pelagische larvale fase waardoor secundaire verspreiding op natuurlijke wijze sterk beperkt wordt en transport over lange afstanden in hoofdzaak door de mens geïnduceerd wordt [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Op heden is het nog niet duidelijk of er competitie optreedt met inheemse amfipoden die in hetzelfde habitat leven [2]. Een recente studie heeft aangetoond dat *Ptilohyale littoralis* een mogelijke prooi vormt voor de eveneens uitheemse Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus*, wat op een mogelijke interactie tussen deze twee soorten kan wijzen [10].

Specifieke kenmerken

Dit vlokreeftje wordt ongeveer 11 mm lang [6]. Bij soorten van *Ptilohyale* zijn de achterste randen van het proximale deel van de flagellum en het vijfde segment (alleen bij het vrouwtje de distale helft) van de peduncle van de antenne dicht bedekt met geveerde setae [8]. Geen enkel Europees geslacht van de familie Hyalidae vertoont dit kenmerk [2,3].

De belangrijkste kenmerken die worden gebruikt om de *Ptilohyale*-exemplaren uit Nederland te identificeren als *Ptilohyale littoralis* zijn: (1) het aantal stekels aan de rand van de buitenste tak van uropode 1 is meestal drie, soms vier, zelden vijf; (2) de takken van de tweede uropode zijn bijna even lang; (3) de achterste lob van coxa 5 is duidelijk kleiner dan de voorste lob; (4) de basis van gnathopode 1 (bij mannen) mist een duidelijke anterodistale lob en (5) de achterranden van coxae 1-4 zijn voorzien van vrij duidelijke uitsteeksels. Voor een volledige beschrijving van de soort wordt doorverwezen naar de gespecialiseerde literatuur [2,6,8].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ptilohyale littoralis* (Stimpson, 1853). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=491504 (2024-10-18).

[2] Faasse, M.A. (2014). Introduction of *Ptilohyale littoralis* to The Netherlands. Marine Biodiversity Records 7: 5. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=234926]

[3] Kerckhof, F.; Kerkhove, T.R.H. (2024). De geïntroduceerde glasvlokreeft *Ptilohyale littoralis* (Stimpson, 1853) aangetroffen in Belgische wateren. De Strandvlo 44(3): 88-91. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395704]

[4] Spilmont, N.; Hachet, A.; Faasse, M.A.; Jourde, J.; Luczak, C.; Seuront, L.; Rolet, C. (2016). First records of *Ptilohyale littoralis* (Amphipoda: Hyalidae) and *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) from the coast of the English Channel: habitat use and coexistence with other species. Mar. Biodiv. 48(2): 1109-1119. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=299234]

[5] Arresti A. (1989). *Parhyale explorator*, a new species of talitroid amphipod from the bay of Arcachon. Bull. Mus. Natl. Hist. Nat., Sect. A Zool. Biol. Ecol. Anim. Sér. 4, 11(1): 101-115. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395741]

[6] Lo Brutto, S.; Iaciofano, D. (2018). A taxonomic revision helps to clarify differences between the Atlantic invasive *Ptilohyale littoralis* and the Mediterranean endemic *Parhyale plumicornis* (Crustacea, Amphipoda). ZooKeys 754: 47-62. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393583]

[7] Davidson, I.C.; Brown, C.W.; Sytsma, M.D.; Ruiz, G.M. (2009). The role of containerships as transfer mechanisms of marine biofouling species. Biofouling (Print) 25(7): 645-655. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393621]

[8] Bousfield, E.L.; Hendrycks, E.A. (2002). The talitroidean amphipod family Hyalidae revisited, with emphasis on the north Pacific fauna: systematics and distributional ecology. Amphipacifica 3(3): 17-134. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393620]

[9] Fenchel, T.M.; Kolding, S. (1979). Habitat selection and distribution patterns of five species of the amphipod genus *Gammarus*. Oikos (Kbh.) 33(2): 316-322. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393619]

[10] Blasi, J.C.; O'Connor, N.J. (2016). Amphipods as potential prey of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: Laboratory and field experiments. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 474: 18-22. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393584]

Rhithropanopeus harrisii

Zuiderzeekrabbetje

© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Cédric d'Udekem d'Acoz

Wetenschappelijke naam
Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841) [1]

Het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisii* kwam oorspronkelijk enkel voor langs de **Amerikaanse oostkust**, maar werd via **transport met schepen** in Europa geïntroduceerd. De eerste Europese waarnemingen dateren al van 1874 uit Nederland. In **1985** werd het Zuiderzeekrabbetje voor de eerste keer in België waargenomen, meerbepaald in de Westerschelde nabij Antwerpen. Het Zuiderzeekrabbetje is een typische soort voor zoete en brakke wateren en voelt zich dan ook thuis in riviermondingen. Ze prederen op allerlei ongewervelden.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Zuiderzeekrabbetje kwam oorspronkelijk enkel voor aan de oostkust van Noord-Amerika, van Nova Scotia (Zuidoost-Canada) tot Mexico. Dit krabbetje leeft op een diepte van 0 tot 8 meter, op bodems bedekt met een dun laagje klei of modder, houtafval, plantaardig materiaal en schelpresten, die hij gebruikt om zich te verbergen. Soms graaft hij ook holen in de klei [2].

Eerste waarneming in België

In 1985 is voor het eerst een dood exemplaar (en iets later in dat jaar een schaarpoot) van dit krabbetje gevonden ter hoogte van Doel, in het brakke stroomgebied van de Westerschelde [3]. Twee jaar later, in 1987, werd op dezelfde plaats nog eens een schaarpoot gevonden [2]. Het was echter pas in 1991 dat de eerste levende individuen gesignaleerd werden in het koelwater van de kerncentrale van Doel [4].

Verspreiding in België

Na 1991 werden verschillende meldingen gemaakt van het Zuiderzeekrabbetje ter hoogte van Doel en Lillo [5-7]. Daarnaast zijn er ook rapportages uit het gematigd zoute gedeelte van het Schelde-estuarium (1996, 1997) [8]. Meer recent, in 2004 nabij Lilo [9] en eind 2007 nabij Doel [10], werd dit krabbetje opnieuw in de Zeeschelde gemeld. Recenter werd de exoot waargenomen in de Zeeschelde tot in Steendorp en in een hyperbenthosstaal ter hoogte van de Notealer (Hingene) [11].

In het Kanaal Gent-Terneuzen is er sinds 1999 een permanent gevestigde populatie aanwezig, die zich uitstrekt van het centrum van Gent tot aan de Nederlandse grens [12].

Het Zuiderzeekrabbetje werd in 2009 eveneens aangetroffen rond de haven van Nieuwpoort [13] en in de IJzer (De Ganzepoot) [14]. Op deze laatste locatie leven ze tussen keien, bedekt met *Amphibalanus improvisus*, en tussen rietwortels [15].

Verspreiding in onze buurlanden

In de tweede helft van de 19e eeuw (1874), werd het Zuiderzeekrabbetje in Nederland ontdekt als een nieuwe inwijkeling. Dit krabbetje werd oorspronkelijk beschreven als *Pilumnus tridentatus*. Pas in 1949 stelde men vast dat het om het uit Noord-Amerika afkomstige krabbetje *Rhithropanopeus harrisii* ging [2].

In 1874 was dit krabbetje al algemeen in het brakke zuidelijk deel van de Zuiderzee, vandaar ook zijn Nederlandse naam. In die tijd was de Zuiderzee nog niet afgesloten van de Noordzee, waardoor het noordelijk deel zouter was dan het zuidelijk deel, en bijgevolg moeilijk leefbaar voor deze exoot. Ook in andere rivieren en meren in Noord-Holland, Zuid-Holland en Groningen kwam dit brakwaterkrabbetje voor [16].

In 1932 werd de Zuiderzee afgesloten van de Noordzee door een dam en veranderde de naam naar het nu gekende IJsselmeer. Het zoutgehalte daalde, waardoor het Zuiderzeekrabbetje zich ook in het noordelijke deel kon vestigen; tot deze soort er in 1936 zijn toppunt bereikte. Vanaf dan werd het IJsselmeer te zoet en namen de populaties af [16]. In de rest van Nederland kon deze exoot wel standhouden en sinds 1960 wordt deze soort verspreid teruggevonden in o.a. het Noordzeekanaal (nabij Amsterdam), in Zeeland, in het zuiden van Zuid-Holland en in Nijmegen [2].

Tot 1936 was dit diertje in Europa buiten Nederland onbekend. Daarna verspreidde de soort zich snel. Dit komt waarschijnlijk doordat in die periode de populaties van deze exoot in het IJsselmeer hun toppunt bereikten en zo makkelijker hun areaal konden uitbreiden [2].

Een eerste waarneming in Noord-Duitsland dateert van 1936 [17]. In 1939 werd de soort voor het eerst waargenomen in het Zuid-Rusland, maar volgens vissers zou de soort daar al aanwezig zijn geweest sinds 1936 [16]. Daarna volgde introductie in de Zee van Azov, de Zwarte Zee en de Kaspische Zee. In de Baltische Zee werden eerst Polen (in 1951) [2], Denemarken [18], Litouwen (in 2000), Finland (in 2009) en meest recent Estland (in 2011) gekoloniseerd [19-21].

In Frankrijk is het Zuiderzeekrabbetje voor het eerst gemeld in 1953 in het Kanaal van Caen en in 1956 in het Kanaal van Tancarville, beide in Normandië [22]. Vervolgens vond men deze soort ook terug in 1957 in het brakwatergedeelte van de Gironde [22] en in 1968 aan de monding van de Loire (West-Frankrijk) [24].

In Groot-Brittannië wordt dit krabbetje maar recent waargenomen, sinds 1996, en enkel binnen de Cardiff Docks, in Zuidwest-Engeland [25].

Momenteel komt het Zuiderzeekrabbetje in Europa voor van de Baltische Zee, langs de Europese Atlantische kust (inclusief Groot-Brittannië) tot en met de Middellandse Zee, en in Zwarte Zee [26].

Wijze van introductie

Het is niet gekend hoe het Zuiderzeekrabbetje van Noord-Amerika naar Europa is gekomen. Sommigen suggereren dat de primaire introductie mogelijks via opname in het ballastwater of door vasthechting op scheepsrompen geschiedde [27].

Echter, beide opties worden in vraag gesteld [22,28]. Een primaire introductie via ballastwater is onwaarschijnlijk, daar de eerste Europese melding al van 1874 dateert, toen ballastwater weinig of niet gebruikt werd. Vóór het begin van de 20e eeuw werden echter wel stenen, zand en modder gebruikt als ballast, waardoor verschillende soorten (bv. slakken) mee getransporteerd konden worden [28]. Mogelijk werd dit diertje eveneens op deze wijze verspreid.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Deze soort is een alleseter: het Zuiderzeekrabbetje predeert op zowel dode organismen, brakwaterpoliepen, wormen, schelpdieren, vlokreeften, zeepissebedden, aasgarnalen, muggenlarven als algen [2]. Hoewel het vrouwtje slechts één broedsel per jaar produceert, kan dit broedsel wel 1.280 tot 4.800 eitjes bevatten [29], wat weliswaar niet bijzonder hoog is voor een krab [15].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Deze brakwatersoort kan een brede gradiënt van zoutgehaltes verdragen. Gewoonlijk wordt het Zuiderzeekrabbetje gevonden in water van ongeveer 0,1 (zoet) tot 15 psu (brak) [2], uitzonderlijk werd dit diertje aangetroffen in een zoutgehalte van 25 psu (zout brak) [30]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu.

De temperatuur daarentegen speelt een voornamere rol in het al dan niet voorkomen van de krab. Om eieren te leggen en te ontwikkelen moet de temperatuur boven 20 °C liggen, maar indien nodig kan hij migreren in de diepte, waardoor hij zelf de gepaste temperatuur kan opzoeken. Ook kan het Zuiderzeekrabbetje zich ingraven in de bodem of tussen de schelpen verstoppen om daar te overwinteren, waardoor het de koudere temperaturen kan overleven [21].

De secundaire verspreiding binnen Europa wordt in de hand gewerkt door de scheepvaart. De larven van het Zuiderzeekrabbetje zijn vrijzwemmend en blijven ongeveer 23 dagen in dit stadium [29]. Deze krabbetjes kunnen zich dus zowel als krab of als larve verplaatsen met het ballastwater. Ook door de binnenvaart kan deze soort zich verspreiden tussen estuaria, rivieren en meren, vastgeklampt aan scheepsrompen [25].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Op economisch vlak kan het voorkomen van vele individuen van het Zuiderzeekrabbetje de waterdoorstroming in industriële buizen verhinderen [31].

In de Baltische zee had de invasieve soort een nefast effect op het lokale voedsel web. Hij zorgde voor trofische cascades wat de soortenrijkdom en biodiversiteit sterk deed afnemen, waarbij de hoeveelheid gastropoda daalde met 99% en crustaceeën met 75%. De chironomiden verdwenen zelfs compleet. De gemeenschap, die eerder gedomineerd werd door herbivoren en periphyton-grazende gastropoda en crustaceeën, verschoof naar een gemeenschap die gedomineerd werd door mosselen met weinig herbivoren. Hierdoor konden er meer epifytische algen groeien [32]. Het is duidelijk dat de krab hier een grote impact had op het ecosysteem en het is goed mogelijk dat hij ook druk uitoefent op andere regio's waar hij niet-inheems is [19].

Specifieke kenmerken

Het lichaam (carapax) en de poten van het Zuiderzeekrabbetje hebben een donker grijsgroene kleur, waarbij de buitenzijde van de vingers van de scharen wit is. Door begroeiing met ééncellige algen zien ze er echter eerder donkerbruin tot zwart uit. Vissers hebben het dan ook vaak over het 'zwart krabbetje' in plaats van het Zuiderzeekrabbetje. De vingers van de scharen blijven wit: door het veelvuldig gebruik krijgen de algen er immers geen kans om te groeien. De vrouwtjes zijn meestal kleiner dan de mannetjes en bereiken een breedte tot 2 cm. Mannetjes kunnen tot 2,6 cm breed worden. Het lichaam is breder dan lang, heeft een bolle vorm en is glad. De poten zijn langs de randen behaard [2].

Vrouwelijke en mannelijke exemplaren kunnen niet alleen onderscheiden worden op basis van de grootte. Mannetjes hebben eveneens grotere schaarpoten en een smal driehoekig achterlijf (abdomen, opgeplooid naar de buikzijde van de krab toe) met zeven segmenten waarvan er drie vergroeid zijn. Bij vrouwtjes is dit achterlijf breed ovaal en zijn er geen vergroeide segmenten. Dit achterlijf is bij beide geslachten langs de randen behaard [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Rhithropanopeus harrisii* Gould, 1841. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=107414 (2024-10-18).

[2] Adema, J.P.H.M. (1991). De krabben van Nederland en Belgie (Crustacea, Decapoda, Brachyura). Nationaal Natuurhistorisch Museum: Leiden. ISBN 90-73239-02-8. 244 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5876]

[3] Dumoulin, E.; Rappé, G. (1985). Het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841), nu ook in België? De Strandvlo 5(4): 139-142. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=18221]

[4] Van Damme, C.; Mees, J.; Maebe, S. (1992). Voorkomen van het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in de Westerschelde. De Strandvlo 12(1): 19-21. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=5670]

[5] Maebe, S. (1992). De vis- en crustaceagemeenschap van de Westerschelde ter hoogte van de kerncentrale van Doel gedurende het winterhalfjaar 1991-1992. BSc Thesis. Katholieke Universiteit Leuven: Leuven. 106 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=66700]

[6] d'Udekem d'Acoz, C. (1994). Existence d'une population de *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) à Lillo dans le Bas-Escaut (Crustacea, Decapoda, Brachyura). De Strandvlo 14(4): 147-148. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=18932]

[7] Maes, J.; Taillieu, A.; Van Damme, P.A.; Cottenie, K.; Ollevier, F. (1998). Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). Est., Coast and Shelf Sci. 47: 143-151. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=23710]

[8] Ysebaert, T.J.; De Neve, L.; Meire, P. (2000). The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? J. Mar. Biol. Ass. U.K. 80(4): 587-597. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3713]

[9] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Zuiderzeekrabje - *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841). https://waarnemingen.be/soort/view/27551?from=2007-08-19&to=2009-08-19&species=27551&prov=0&akt=0&from=1989-08-15&to=2009-08-19&prov=0 (2018-08-30).

[10] Soors, J.; Faasse, M.; Stevens, M.; Verbessem, I.; De Regge, N.; Van den Bergh, E. (2010). New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 3-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145536]

[11] Soors, J. (2020). Persoonlijke mededeling.

[12] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[13] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2012). Assessing the importance of alien macro-Crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol. Mar. Res. 66(2): 175-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206987]

[14] Verhaeghe, F. (2018). Verslag van de brakwaterexcursie van 9 september 2018 rond de Ganzepoot in Nieuwpoort. De Strandvlo 38(3): 92-97

[15] d'Udekem d'Acoz, C. (2019). Persoonlijke mededeling.

[16] Buitendijk, A.M.; Holthuis, L.B. (1949). Note on the Zuiderzee crab, *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) subspecies Tridentatus (Maitland). Zool. Meded. 30(7): 95-106. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=41598]

[17] Schubert, R. (1936). *Pilumnopeus tridentatus* Maitland, eine neue Rundkrabbe in Deutschland. Zool. Anz. 116: 320-323. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=196961]

[18] Wolff, T. (1954). Occurrence of two East American species of crab in European waters. Nature (Lond.) 174: 188-189. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=41274]

[19] Kotta, J.; Ojaveer, H. (2012). Rapid establishment of the alien crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) in the Gulf of Riga. Estonian Journal of Ecology 61(4): 293-298. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297657]

[20] Fowler, A.E.; Forsström, T.; von Numers, M.; Vesakoski, O. (2013). The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. Aquat. Invasions 8(1): 89-96. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297658]

[21] Hegele-Drywa, J.; Normant, M. (2014). Non-native crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1984) – a new component of the benthic communities in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). Oceanologia 56(1): 125-139. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297660]

[22] Saudray, Y. (1956). Présence de Heteropanope tridentatus Maitl. Crustacé Décapode Brachyoure dans le réseau hydrographique Normand. Bull. Soc. Zool. Fr. 81(1): 33-34. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=41288]

[23] Marchand, J.; Saudry, Y. (1972). *Rhithropanopeus harrisii* Gould tridentatus Mailand (Crustacé-Décapoda-Brachyoure) dans le réseau hydrographique de l'ouest de l'Europe en 1971. Bull. Soc. Linn. Normandie 102: 105-113, 1 map. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=196968]

[24] Adema, J.P.H.M. (1981). Het Zuiderzeekrabbetje, *Rhithropanopeus harrisii* (Gould 1841) (Crustaceae, Decapoda, Brachyura). Natura (Amst.) 78(8): 268-274, fig. 1-5. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=197090]

[25] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[26] Global Invasive Species Database (2005). *Rhithropanopeus harrisii*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1217&fr=1&sts=&lang=EN (2018-08-30).

[27] Christiansen, M.E. (1969). Crustacea Decapoda Brachyura. Marine invertebrates of Scandinavia, 2. Universitetsforlaget: Oslo. 143 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121060]

[28] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[29] Turoboyski, K. (1973). Biology and ecology of the crab *Rhithropanopeus harrisii* spp. *tridentatus*. Mar. Biol. (Berl.) 23(4): 303-313. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140773]

[30] Pautsch, F.; Lawinski, L.; Turboyski, K. (1969). Zur Ökologie der Krabbe *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) (Xanthidae). Limnologica 7(1): 63-68. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=41915]

[31] Schories, D. (2018). Website on alien species in Swedish Seas and archipelago areas; Harris mud crab (*Rhithropanopeus harrisii*). http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Rhithropanopeus_harrisii.pdf (2018-08-30).

[32] Jormalainen, V., V.; Gagnon, K.; Sjöroos, J.; Rothäusler, E. (2016). The invasive mud crab enforces a major shift in a rocky littoral invertebrate community of the Baltic Sea. Biological Invasions 18(5): 1409-1419. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300922]

Sinelobus vanhaareni

Kustnaaldkreeftje

© Floris Bennema

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Sinelobus vanhaareni Bamber, 2014 [1]

Het Kustnaaldkreeftje *Sinelobus vanhaareni* is een buitenbeentje wat exotische organismen betreft: deze soort is namelijk pas beschreven in 2014 op basis van exemplaren uit Nederland. De **herkomst** van deze soort is **onbekend**. Toen de soort in 2006 en **2007** voor het eerst opdook in respectievelijk Nederland (Rijddelta) en België (Antwerpse haven), werd de soort op basis van de toenmalige literatuur gedetermineerd als *Sinelobus stanfordi* H. Richardson, 1901 (het Stanford's naaldkreeftje). Van deze soort werd gedacht dat hij al sinds de 16e eeuw quasi wereldwijd verspreid was. In 2014 bleek echter dat het om een nieuwe soort voor de wetenschap ging, die dan ook de naam kreeg van zijn Nederlandse ontdekker: *Sinelobus vanhaareni*. Dit naaldkreeftje bewoont slibbuisjes die – tenminste in zijn nieuwe verspreidingsgebied – vastgehecht zijn aan harde, veelal artificiële substraten in het brakke water van havens en estuaria. De verspreiding van het diertje gebeurde vermoedelijk via scheepvaart: het naaldkreeftje kon zich **vasthechtten aan scheepsrompen of** kon verzeild raken in het **vast ballastmateriaal** en het **ballastwater** van schepen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorsprongsgebied van deze soort is tot op heden ongekend.

Eerste waarneming in België

In België werd het Kustnaaldkreeftje voor het eerst aangetroffen op 19 juli 2007, in het Verrebroekdok van de haven van Antwerpen. Deze exoot werd aangetroffen op een artificieel substraat dat gebruikt wordt voor de monitoring van glasaal. Dit substraat werd gedomineerd door andere niet-inheemse soorten zoals de Tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus*, het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisii* en Jenkins' waterhoorn *Potamopyrgus antipodarum* [2].

Verspreiding in België

In 2007 – een paar maanden na de eerste vondst van het Kustnaaldkreeftje in de Antwerpse haven – werden grote aantallen van de soort (tot 4.200 exemplaren per staal) in een studiegebied aangetroffen in het Kanaal Gent-Terneuzen, ter hoogte van Terneuzen. In het daaropvolgende jaar werd de vondst uit de Zeeschelde bevestigd door nieuwe waarnemingen en bleek het Kustnaaldkreeftje ook meer landinwaarts – tot aan de instroomplaats van het Albertkanaal – voor te komen [2].

Ondanks de tot op heden beperkte aantallen – steeds minder dan 10 exemplaren per staal – in de Zeeschelde (België), wordt er verwacht dat de soort zich hier en in aanpalende kanalen (met zowel brak als zoet water) op artificiële substraten zoals boeien en dokmuren zal vestigen [2].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste Europese melding van het Kustnaaldkreeftje dateert van 14 september 2006 toen het in de Oude Maas, nabij Hoogvliet (Rotterdam, Nederland) werd aangetroffen. Enkele dagen later bleek – met waarnemingen in de Nieuwe Waterweg en de Hollandse IJssel – dat de soort ook al voorkwam in de waterwegen rond de Rotterdamse haven. Ook meer noordelijk – nabij de monding van het Noordzeekanaal, dat Amsterdam met de Noordzee verbindt – werd de soort in dit jaar aangetroffen [2].

In 2009 en 2010 werd het naaldkreeftje nog verder noordelijk aangetroffen; namelijk in de Waddenzee ter hoogte van Harlingen (Noord-Nederland), en de havens van Emden (Duits-Nederlandse grens) en Brunsbüttel (aan de Duitse Elbe) [3].

Uit de AquaNIS-databank blijkt dat de soort reeds in 2010 in Estland is vastgesteld en in 2016 Finland heeft bereikt [4]. Verder komt de soort sinds 2014 voor in Polen [5].

Wijze van introductie

Vermoedelijk heeft dit diertje zich initieel verspreid door zich met zijn koker vast te hechten aan scheepsrompen of via vast ballastmateriaal [2]. Later werd het Kustnaaldkreeftje mogelijk ook verspreid via het transport van weekdieren voor aquacultuur en via het ballastwater van vrachtschepen [6]. Dit laatste heeft wellicht gezorgd voor de relatief recente introductie van deze soort in de havengebieden langs de Noordzee [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Harde substraten zijn voor deze soort essentieel, want ze moeten hun zelfgebouwde slibbuisjes namelijk kunnen vasthechten. Het Kustnaaldkreeftje haalt voordeel uit de steeds talrijker wordende hoeveelheid artificiële harde substraten in het Schelde-estuarium, waar van nature voornamelijk zachte sedimenten voorkomen [7]. Voor de bouw van de buisjes waarin ze leven, hebben ze nood aan een zekere hoeveelheid slib in het water [2]. Ook daar is er in het Schelde-estuarium geen tekort aan.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In tegenstelling tot de meeste andere naaldkreeftjes komt het Kustnaaldkreeftje ook in zoet water voor, maar wordt het voornamelijk gevonden in brakke wateren en estuaria [2]. De soort kan de sterke schommelingen in zoutgehalte – kenmerkend voor estuaria – gemakkelijk weerstaan. In noordwest Europa werd de soort tot nu toe aangetroffen in licht zoet water (1,5 psu in het Schelde-estuarium) tot bijna zout water (20 psu in de Waddenzee). Ter vergelijking: het zoutgehalte in de Noordzee bedraagt ongeveer 35 psu.

De temperatuur van het water waarin het Kustnaaldkreeftje in onze streken werd gevonden varieert tussen 13 en 21 °C [2].

Kustnaaldkreeftjes worden aangetroffen op schelpen, zeepokken, planten, rotsen, artificiële constructies, tussen stenen, in het water en zelfs in de doorstroomkanaaltjes van sponzen [8]. Hoewel harde substraten de grootste aantallen huisvesten, worden ze ook in mindere mate gevonden op zachtere slib-, klei- of zandbodems [8].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In België en Nederland komen er enkele inheemse soorten voor – zoals de vlokreeftjes *Apocorophium lacustre* en *Corophium multisetosum* – die net als het Kustnaaldkreeftje slibbuisjes vormen en zich voeden met gelijkaardig voedsel. De verwachtte competitie voor plaats en voedsel met deze inheemse soorten is echter tot op vandaag nog niet bewezen [2]. Andere potentiële effecten van deze exoot op zijn leefomgeving zijn ongekend [3].

Specifieke kenmerken

Volwassen exemplaren van het Kustnaaldkreeftje zijn 4 á 7 mm groot [2]. Zoals andere naaldkreeftjes bestaat het Kustnaaldkreeftje uit een kopborststuk (cephalothorax) met een schild (carapax), een paar scharen (chelipoden), ogen en twee paar antennes, en uit een achterlijf (abdomen) bestaande uit zes segmenten met kleine pootjes (pereopoden) en een staart (pleon) [9]. Bij de buisbewonende soorten worden de pootjes op het achterlichaam niet gebruikt om te zwemmen, maar om een stroom van zuurstofrijk water in het buisje te creëren. Bij vrouwtjes vormen afgeplatte plaatjes aan de pootjes een broedzak (marsupium) waarin de eitjes en vervolgens de larven zich ontwikkelen tot bijna volmaakte exemplaren [10,11].

In tegenstelling tot andere naaldkreeftjes is er bij *Sinelobus*-soorten een duidelijk verschil in lichaamsbouw tussen de mannetjes en vrouwtjes. Bij mannetjes is het kopborststuk opvallend minder breed en zijn de scharen groter dan bij de vrouwtjes [2,10].

Kustnaaldkreeftjes komen voornamelijk in ondiep water voor, maar er worden veel verwante soorten naaldkreeftjes aangetroffen op waterdieptes van 200 meter tot zelfs meer dan 9.000 meter. In sommige van deze diepwaterhabitats behoren de naaldkreeftjes tot de meest diverse en talrijkste onder de aanwezige fauna [12].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Sinelobus vanhaareni* Bamber, 2014. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=798772 (2024-10-18).

[2] Van Haaren, T.; Soors, J. (2009). *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. Aquat. Invasions 4(4): 703-711. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=203907]

[3] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[4] AquaNIS - Information system on aquatic non-indiginous and cryptogenic species (2019). Public domain: Introduction events' accounts http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/introductions/open/fl/S (2019-07-09).

[5] Brzana, R.; Marszewska, L.; Normant-Saremba, M.; Błażewicz, M. (2019). Non-indigenous tanaid *Sinelobus vanhaareni* Bamber, 2014 in the Polish coastal waters – an example of a successful invader. Oceanological and Hydrobiological Studies 48(1): 76-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=311036]

[6] Sytsma, M.D.; Cordell, J.R.; Chapman, J.W.; Drabeim, R. (2004). Lower Columbia River aquatic nonindigenous species survey 2001-2004: final technical report. Portland State University: Portland. 69 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206971]

[7] Soors, J.; Faasse, M.; Stevens, M.; Verbessem, I.; De Regge, N.; Van den Bergh, E. (2010). New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 3-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145536]

[8] Gardiner, L.F. (1975). A fresh- and brackish-water Tanaidacean, *Tanais stanfordi* Richardson, 1901, from a hypersaline lake in the Galapagos Archipelago, with a report on West Indian specimens. Crustaceana 29(2): 127-140. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206825]

[9] Heard, R.W.; Hansknecht, T.; Larsen, K. (2003). An illustrated identification guide to Florida Tanaidacea (Crustacea; Pericarida) occuring in depths of less than 200 m. Annual Report for DEP Contract Number WM828. State of Florida - Department of Environmental Protection: Tallahassee. 163 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206969]

[10] Hayward, P.J.; Ryland, J.S. (2017). Handbook of the marine fauna of North-West Europe. Second Edition. Oxford University Press: Oxford. ISBN 978-0-19-954944-3. xiii, 785 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=284804]

[11] Sieg, J. (1988). Tanaidacea, in: Higgins, R.P. et al. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press: Washington D.C.: pp. 402-408. [http://www.vliz.be/en/imis?refid=34491]

[12] Drumm, D.; Heard, R. (2018). Tanaidacea Home Page. http://gcrl.usm.edu/tanaids/ (2018-09-07).

Synidotea laticauda

Brede brakwaterpissebed

© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam

Synidotea laticauda Benedict, 1897 [1]

Omtrent de wetenschappelijke naamgeving van deze en verwante soorten was begin jaren '90 heel wat discussie. De Brede brakwaterpissebed *Synidotea laticauda* werd toen – samen met acht verwante soorten die wereldwijd werden gevonden – tot één en dezelfde soort *Synidotea laevidorsalis* gerekend. Deze soort zou tijdens de 19e eeuw via de wanden van zeilschepen de wereld zijn rondgedragen [2]. Omwille van de synonimisatie van deze negen soorten werden alle exemplaren die in Europa werden gevonden aanvankelijk gedetermineerd als *Synidotea laevidorsalis*. Meer recent werd echter duidelijk dat het effectief om negen verschillende soorten gaat [3]. Het is voorlopig nog niet helemaal zeker of alle exemplaren die in Europa gevonden werden tot de Brede brakwaterpissebed *Synidotea laticauda* behoren, of tot één van de acht andere soorten.

De Brede brakwaterpissebed *Synidotea laticauda* kwam oorspronkelijk enkel voor in ondiep brak water langs de **westkust van de Verenigde Staten**. Het is een omnivoor die vooral te vinden is op harde substraten zoals boeien, pontons en oesterbedden. Deze pissebed werd voor het eerst in **2005** in de Zeeschelde aangetroffen, nabij de kerncentrale van Doel. Waarschijnlijk werd de soort bij ons – net als in Frankrijk en Spanje – via het **ballastwater** van schepen geïntroduceerd.

Oorspronkelijke verspreiding

De Brede brakwaterpissebed kwam oorspronkelijk enkel voor in de Baai van San Fancisco en de naburige estuaria aan de westkust van de Verenigde Staten [4]. Deze pissebed is daar één van de meest algemene soorten [5]. In deze contreien komt de soort voornamelijk voor in ondiep brak water [4], op rotsige steigers en boeien, tussen een aangroeigemeenschap van poliepen – waaronder de ook bij ons aanwezige (uitheemse) berenvachtpoliep *Garveia franciscana* – mosdiertjes en oesters [6].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming in België komt voort uit een bodemstaal dat op 27 september 2005 in de Zeeschelde – nabij de kerncentrale van Doel – werd genomen [7]. De soort werd toen echter foutief als *Synidotea laevidorsalis* op naam gebracht [8]. Het is best mogelijk dat deze pissebed al eerder aanwezig was in het studiegebied [7].

Verspreiding in België

De Brede brakwaterpissebed kent een zeer beperkte verspreiding in het Scheldeestuarium, en komt enkel voor nabij Doel en Kallo. Een drietal exemplaren werden in 2005 in twee verschillende bodemstalen gevonden, maar veruit de meeste exemplaren (>100) werden in 2007 verzameld, op de filters die het opgezogen koelwater voor de kerncentrale van Doel filteren [7]. De soort is daar nog steeds talrijk aanwezig [8] en werd ook sinds 2013 jaarlijks teruggevonden in de Zeeschelde ter hoogte van Doel [9]. Recentelijk werd deze pissebed in het studiegebied ook in de Westerschelde aangetroffen [10].

Verspreiding in onze buurlanden

De Brede brakwaterpissebed is blijkbaar al sinds 1975 in Europa aanwezig in het estuarium van de Gironde in Frankrijk [11], maar de soort werd oorspronkelijk verward met de inheemse soort *Idotea emarginata*. Pas tijdens een campagne in 1991 werd de pissebed als een niet-inheemse soort herkend [12], maar – omwille van de toen heersende taxonomische onduidelijkheid – verkeerdelijk als *Synidotea laevidorsalis* geïdentificeerd. Na het herbekijken van de stalen bleek het wel degelijk om de Brede brakwaterpissebed *Synidotea laticauda* te gaan [3].

Tijdens een studie, uitgevoerd tussen 1991 en 1994, in het Guadalquivir-estuarium in Zuid-Spanje werden meer dan 1.000 exemplaren van een brakwaterpissebed aangetroffen per staal. Ook deze exemplaren werden aanvankelijk als *Synidotea laevidorsalis* op naam gebracht [13]. In het nabijgelegen estuarium van Guadiana werd de soort in 2009 en 2010 ook opgemerkt [14].

In 2016 werd de Brede brakwaterpissebed gerapporteerd in de haven van Brunsbüttel, in het estuarium van de Elbe, Duitsland [15].

Wijze van introductie

Gezien de huidige verspreiding binnen Europa – nabij estuaria met internationale havens – wordt vermoed dat scheepvaart verantwoordelijk is voor de introductie van de Brede brakwaterpissebed. Mogelijk werd de soort vastgehecht op de scheepsrompen of – meer waarschijnlijk – in het ballastwater meegedragen [7,16,17].

Redenen waarom de soort zo succesrijk is in onze contreien

De Brede brakwaterpissebed bewoont in haar oorsprongsgebied (Baai van San Francisco, Verenigde Staten) vooral de warmere wateren met een verlaagd zoutgehalte [4]. De soort werd in België enkel aangetroffen nabij Doel en haalt mogelijk voordeel uit de warmwaterlozingen van de koeltorens van de kerncentrale die daar gevestigd is [7]. De laatste jaren lijkt de soort zich – althans zeker in het zomerhalfjaar – verder van Doel te begeven [18, 19].

Deze pissebed is een opportunistische alleseter of omnivoor. Ze kunnen zich als predator voeden met vlokreeftjes die uit de waterkolom geplukt worden met de poten, als aaseter met dode oesters, krabben (in Amerika onder andere de Blauwe zwemkrab *Callinectes sapidus*) en soortgenoten en, als planteneter met Zeesla (*Ulva* sp.) en in mindere mate met Slijkgras (*Spartina*). Hiernaast staan mosdiertjes en poliepen ook op het menu van deze pissebed [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Er is erg weinig gekend over de ecologie van deze pissebed in onze wateren. De soort varieert seizoenaal in aantal, waarbij hij in de wintermaanden algemener blijkt voor te komen dan in de zomermaanden [5,16]. De soort komt in zijn oorsprongsgebied vooral voor op artificiële substraten zoals boeien, pontons en op touwen voor oesterkweek [16]. De Brede brakwaterpissebed wordt sporadisch ook in bodemstalen [7,16] en bodemslepen [5,12,18] aangetroffen. Dit laatste doet vermoeden dat deze pissebedsoort soms ook zwemt in de waterkolom, net boven de bodem [12]. Ook is de soort al zwemmend tussen vegetatie aangetroffen [20].

Deze exoot leeft in brak water, maar heeft een brede zouttolerantie. Zo is de soort in het estuarium van de Gironde aangetroffen bij zoutgehaltes tussen 0,1 en 24 psu en is hij het meest talrijk tussen 1 en 10 psu [12]. Zoet water (0 psu) blijkt dodelijk voor de Brede brakwaterpissebed, maar zoutgehaltes tot 35 psu (zeewater) worden getolereerd.

Deze pissebed verdraagt ook zonder problemen watertemperaturen tussen 5 en 25 °C. *Synidotea laticauda* vertoont een hoge mortaliteit (>65%) boven de 30 °C [21]. Daarnaast tolereert de soort geen sterke schommelingen in het milieu, zoals input van zoet water via rivieren of via regenval [17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er is weinig geweten over de impact van de Brede brakwaterpissebed in onze contreien of in andere streken waar hij geïntroduceerd werd [17]. Wel heeft men langs de oostkust van de Verenigde Staten – waar de soort eveneens niet-inheems is – waargenomen dat hoge dichtheden van de pissebed (in september) samenvallen met sterk verlaagde aantallen van inheemse vlokreeftjes en het Zuiderzeekrabbetje *Rhithropanopeus harrisii* (daar eveneens inheems) [16]. Dit doet vermoeden dat hoge aantallen van de Brede brakwaterpissebed een effect op het ecosysteem kunnen hebben [17].

Specifieke kenmerken

Net als de meeste soorten waterpissebedden draagt ook deze soort de bevruchte eieren in een broedbuidel met zich mee, tot alle larvale stadia zijn doorlopen. Platen bevestigd aan de eerste vijf paar looppoten schuiven als dakpannen over elkaar en vormen een broedbuidel [22]. Deze pissebed heeft een camouflagepatroon op de rug en kleine klauwen aan de poten die de grip op oppervlaktes vergroten. Hij heeft zeven paar paddelvormige poten die toelaten om net boven de bodem en tussen vegetatie te zwemmen [12,20].

De vrouwelijke exemplaren van de Brede brakwaterpissebed zijn kleiner dan de mannelijke individuen en kunnen 1,3 cm groot worden, terwijl de mannetjes tot 2,3 à 3 cm kunnen groeien [3,16].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Synidotea laticauda* Benedict, 1897. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=257397 (2024-10-18).

[2] Chapman, J.W.; Carlton, J. (1994). Predicted discoveries of the introduced isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). J. Crust. Biol. 14(4): 700-714. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206420]

[3] Poore, G.C.B. (1996). Species differentiation in *Synidotea* (Isopoda: Idoteidae) and recognition of introduced marine species: A reply to Chapman and Carlton. J. Crust. Biol. 16(2): 384-396. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206436]

[4] Menzies, R.J.; MIller, M.A. (1972). Systematics and zoogeography of the genus *Synidotea* (Crustacea: Isopoda) with an account of Californian species. Smithson. Contrib. Zool. 102: 1-32. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206317]

[5] Gewant, D.S.; Bollens, S.M. (2005). Macrozooplankton and micronekton of the Lower San Francisco Estuary: Seasonal, interannual, and regional variation in relation to environmental conditions. Estuaries 28(3): 473-485. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208493]

[6] Chapman, J.W.; Carlton, J. (1991). A test of criteria for introduced species: The global invasion by the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). J. Crust. Biol. 11(3): 386-400. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206320]

[7] Soors, J.; Faasse, M.; Stevens, M.; Verbessem, I.; De Regge, N.; Van den Bergh, E. (2010). New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 140(1): 3-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145536]

[8] Soors, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

[9] Van Ryckegem, G.; Van Braeckel, A.; Elsen, R.; Speybroeck, J.; Vandevoorde, B.; Mertens, W.; Breine, J.; De Regge, N.; Soors, J.; Dhaluin, P.; Terrie, T.; Van Lierop, F.; Hessel, K.; Froidmont, M.; Van den Bergh, E. (2014). MONEOS – Geïntegreerd datarapport: INBO: toestand Zeeschelde 2013. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.2646963. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 137 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=241088]

[10] Faasse, M. (2011). The exotic isopod *Synidotea* in the Netherlands and Europe, a Japanse or American invasion (Pancrustacea: Isopoda)? Ned. Faunist. Meded. 36: 103-106. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=210044]

[11] Sorbe, J.-C. (1981). La macrofaune vagile de l'estuaire de la Gironde: Distribution et migration des espèces. Modes de réproduction, régimes alimentaires. Océanis (Paris) 6(6): 579-592. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206331]

[12] Mees, J.; Fockedey, N. (1993). First record of *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881) (Crustacea: Isopoda) in Europe (Gironde estuary, France). Hydrobiologia 264: 61-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=2740]

[13] Cuesta, J.A.; Serrano, I.; Bravo, M.R.; Toja, J. (1996). Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species. Limnetica 12(1): 41-45. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206422]

[14] Nuño, C.; Peg, M.; Mellado-Díaz, A.; Sánchez-González, J.R.; Toro, M. (2018). First record of *Synidotea laticauda* Benedict, 1897 (Crustacea: Isopoda) in the Guadiana Estuary (SW Iberian Peninsula). Limnetica 37(2): 173-179. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300967]

[15] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2016). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 16-18 March 2016 Olbia, Italy. CM Documents - ICES. CM 2016/SSGEPI:10. ICES: Copenhagen. 201 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300971]

[16] Bushek, D.; Boyd, S. (2006). Seasonal abundance and occurrence of the Asian isopod *Synidotea laevidorsalis* in Delaware Bay, USA. Biological Invasions 8(4): 697-702. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208490]

[17] Boyd, S.G. (2008). An ecological assessment of the non-indigenous isopod, *Synidotea laticauda*, in Delaware Bay. MSc Thesis. Rutgers, State University of New Jersey: New Brunswick. 82 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208361]

[18] Soors, J. (2019). Persoonlijke mededeling.

[19] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be, e.i.v.N.S.v.e.d.S.N. (2019). *Synidotea laticauda* (Benedict, 1897) https://waarnemingen.be/species/643529/ (2019-07-09).

[20] Cough, R. (2009). Guide to marine invaders in the Gulf of Maine: *Synidotea laevidorsalis* Asian isopod. Salem Sound Coastwatch: Salem. 2 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208491]

[21] Boyd, S.; Bushek, D. (2006). The potential impact of the Asian isopod, *Synidotea laevidorsalis* (Miers 1881), on the Delaware Bay, USA, New Jersey Water Resources Research Institute Annual Technical Report, FY 2006. New Jersey Water Resources Research Institute: New Jersey, USA: pp. 1-4. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300985]

[22] Huwae, P.; Rappé, G. (2003). Waterpissebedden: een determineertabel voor de zoet-, brak- en zoutwaterpissebedden van Nederland en België. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 226. KNNV Uitgeverij: Utrecht. ISBN 90-5011-171-8. 55 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40665]

Telmatogeton japonicus

Japanse dansmug

Lectoren
Francis Kerckhof
Bob Rumes

© Malcolm Storey - www.bioimages.org.uk

Wetenschappelijke naam

Telmatogeton japonicus Tokunaga, 1933 [1]

De Japanse dansmug *Telmatogeton japonicus* was oorspronkelijk enkel bekend van de **Japanse kusten en Hawaï**. De internationale **scheepvaart** is welicht verantwoordelijk voor de verspreiding van deze soort naar Europa en de oostkust van Noord-Amerika. Deze exoot werd in **2004** voor de eerste keer in Belgische wateren waargenomen, op boeien vóór de kust. De larven van de Japanse dansmug groeien in kokers, vastgehecht aan harde ondergronden, en komen voor vanaf het bovenste gedeelte van het intergetijdengebied tot de spatzone. De windmolenparken langsheen de Europese kusten vormen een ideale niche voor deze soort: op de funderingen van sommige windturbines groeien tot 4.000 larven per m^2.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorsprongsgebied van de Japanse dansmug situeert zich ter hoogte van Japan en Hawaï. Mogelijk behoren ook andere delen van de Stille Oceaan – zoals Australië – tot haar natuurlijk verspreidingsgebied [2-4].

Eerste waarneming in België

De aanwezigheid van de Japanse dansmug in België werd voor het eerst vastgesteld in 2004. Deze exoot kwam toen al heel algemeen voor op signalisatieboeien vóór onze kust [5].

Verspreiding in België

De Japanse dansmug komt in het studiegebied in hoge densiteiten voor op boeien, zowel nabij de kust als in open zee [5]. Niet lang na de bouw van de offshore windturbines in het Belgisch deel van de Noordzee, werden deze eveneens gekoloniseerd [6]. De soort is nu zeer abundant in de spatzone rond de windturbines [7]. De Japanse dansmug kan ook aangetroffen worden op scheepsrompen, maar komt slechts zeer uitzonderlijk voor op harde substraten in Belgische havens (o.a. Antwerpen), op strandhoofden of op dijken [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste Europese waarneming van de Japanse dansmug dateert van 1963 nabij Kiel (Noord-Duitsland). De soort werd toen onterecht als een nieuwe soort voor de wetenschap beschreven, onder de naam *Telmatogeton remanei* [9]. Bij een volgende waarneming in 1977 in de Baai van Gdansk (Polen) werd opnieuw dezelfde fout gemaakt. Deze keer werd de dansmug *Telmatogeton gedanensis* gedoopt [10].

Langs de rotsige westkust van Ierland viste men in 1999 resten van de Japanse dansmug (vooral vervellingen van de poppen, maar ook enkele resten van volwassen muggen) uit het water [11]. In 2003 werd de Japanse dansmug gesignaleerd ter hoogte van het Deense offshore windmolenpark 'Horns Rev', waar de mug sinds 2004 prominent aanwezig is. Hier kunnen op sommige locaties meer dan 4.000 exemplaren per m^2 waargenomen worden [12]. De populaties van deze dansmug volgen de opmars van de Europese offshore windmolenparken op de voet, met als resultaat dat de soort in 2018 aangetroffen werd langs de Britse, Ierse, Belgische, Nederlandse, Duitse, Poolse, Zweedse, Finse, Noorse en IJslandse kusten [4,12,13].

Wijze van introductie

Gezien de locatie van de eerste waarneming in Europa (in het Kanaal van Kiel) ontstond al snel het vermoeden dat de scheepvaart verantwoordelijk is voor de primaire introductie van de Japanse dansmug in Europa. Doordat de kokers met larven zich kunnen vasthechten aan scheepsrompen, kunnen ze zich ook gemakkelijk verder verspreiden. Op lokalere schaal (secundair) spelen de mobiliteit van de volwassen individuen alsook de zeestromingen (meevoeren van eitjes) een belangrijke rol [2,6,8,14].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Wanneer nieuwe kunstmatige habitats – zoals windturbines of signalisatieboeien – in zee geplaatst worden, zijn er niet steeds inheemse soorten aanwezig die deze nieuwe substraten efficiënt weten te koloniseren. Op dergelijke habitats is de kans groter dat een geïntroduceerde soort competitiever zal blijken dan de reeds aanwezige inheemse soorten [15].

De larven van de Japanse dansmug domineren in hun nieuwe leefomgeving het bovenste gedeelte van het getijdengebied en de spatzone [4,15]. In de Belgische wateren groeien er in deze zones groenwieren [15], die een goede voedselbron voor deze larven blijken te zijn [16,17]. Aangezien het aantal artificiële habitats in de toekomst hoogstwaarschijnlijk nog zal toenemen, kunnen deze mogelijk dienst doen als zogenaamde ‘stapstenen’. Hiermee zullen uitheemse dieren, waaronder de Japanse dansmug, hun leefgebied gemakkelijker verder kunnen uitbreiden [7].

Bovendien is de Japanse dansmug aangepast aan zware, sterk variërende omstandigheden en een intense eutrofiëring (een overmaat van nutriënten in het zeewater). Deze laatste eigenschap zou geholpen hebben bij de kolonisatie van de geëutrofieerde Baltische Zee [4].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Japanse dansmug heeft een hard substraat nodig om haar eitjes aan vast te hechten in de spatzone. Denk hierbij aan scheepsrompen, boeien, pilonen van offshore platformen en windmolens, rotskusten en dijken [2,18]. De bouw van kunstmatige constructies draagt dan ook aanzienlijk bij tot de verspreiding van deze soort [2,4]. In Nederland bevordert de aanleg van strandhoofden de verspreiding van de Japanse dansmug [18].

De soort komt vooral voor in het mariene milieu, al komt deze dansmug in de Finse Golf ook voor in het brakwatermilieu met een zoutgehalte beneden 4 psu [13]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Het lijkt echter onwaarschijnlijk dat de soort ook zoetwater habitats zal koloniseren [19].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Lokaal vormt deze uitheemse dansmug in Nederland een voornaam ondereel van het menu van strandlopers en steenlopers [18]. Vooral in de winter, wanneer weinig ander voedsel voorhanden is, zou de bijdrage van deze exoot aan hun dieet belangrijk zijn. Ook werd waargenomen dat trekvogels foerageren op Japanse dansmuggen [4].

Hoewel de Japanse dansmug in hoge densiteiten voorkomt in haar specifieke habitat (de verticale wanden in de spatzone), stelt de soort weinig gevaar voor andere inheemse soorten, aangezien deze dit type habitat niet bewonen. Hierdoor zal de Japanse dansmug niet in competitie treden met inheemse soorten en die ook niet wegconcurreren [20].

Samen met vele andere vastgehechte levende organismen, maakt de Japanse dansmug deel uit van de zogenaamde aangroeigemeenschap [6]. Aangroei kan diverse substraten aantasten en zelfs economische schade toebrengen. Het voorkomen van aangroei op scheepsrompen door een behandeling met een aangroeiwerende verf kost heel wat geld [21]. Bovendien brengen vele van deze verven schade toe aan het ecosysteem tot lange tijd nadat ze uit circulatie werden genomen, zoals tributyltin (TBT), waarvan het gebruik reeds sinds 2003 verboden werd [23].

Specifieke kenmerken

De Japanse dansmug behoort tot de mariene dansmuggen. De larven (**figuur 1**) groeien op in kokers die vastgehecht zijn aan vaste substraten in het bovenste intergetijdengebied en de spatzone, waar ze zich onder andere voeden met groenwieren en blauwwieren (cyanobacteriën) [4,17]. De larven worden tot 10 mm groot, waarna een pop van maximum 6,5 mm gevormd wordt, waaruit na 2-3 dagen een volwassen mug ontstaat [10,17].

Figuur 1: (Links) Kokers met larven van *Telmatogeton japonicus* in de spatzone op een boei voor de Belgische kust (© Bob Rumes); (Midden) *Telmatogeton japonicus* larve (© Francis Kerckhof); (Rechts) Karakteritieke larvale monddelen (mentum en mandibels) van *Telmatogeton japonicus* (© Bob Rumes).

De volwassen mug leeft slechts vier dagen [13]. Ze kan vliegen, maar net als verwante dansmuggen is ze veel behendiger in het lopen. Zo vouwt deze dansmug haar vleugels in rust naar elkaar toe, waardoor de poten vrij kunnen bewegen [22]. De volwassen exemplaren komen vooral voor op harde substraten nabij de waterrand, waar het opspattende water van brekende golven hen niet lijkt te deren, zelfs niet tijdens het paren [14]. De mug steekt niet – in tegenstelling tot de steekmuggen (Culicidae) – aangezien ze geen bloedmaaltijd nodig heeft om te kunnen voortplanten.

De exuvia (vervellingshuiden) – achtergelaten nadat de volwassen mug uit de pop verschijnt – van de Japanse dansmug kan men van andere soorten onderscheiden doordat ze doorschijnend zijn en slechts acht (in plaats van negen) achterste segmenten hebben [13].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Telmatogeton japonicus* Tokunaga, 1933. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=118154 (2024-10-18).

[2] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[3] Newman, L.J. (1988). Evolutionary relationships of the Hawaiian and North American *Telmatogeton* (Insecta; Diptera: Chironomidae). Pac. Sci. 42(1-2): 56-64. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206246]

[4] Brodin, Y.; Andersson, M.H. (2009). The marine splash midge *Telmatogeton japonicus*, Diptera; Chironomidae) - extreme and alien? Biological Invasions 11(6): 1311-1317. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=141707]

[5] Kerckhof, F. (2005). National Report Belgium, 2004, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO): By Correspondence. CM Documents - ICES. CM 2005(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 23-25. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208325]

[6] Kerckhof, F.; Degraer, S.; Norro, A.; Rumes, B. (2011). Offshore intertidal hard substrata: a new habitat promoting non-indigenous species in the Southern North Sea: an exploratory study., in: Degraer, S. et al. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. pp. 27-37. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207279]

[7] De Mesel, I.; Kerckhof, F.; Norro, A.; Rumes, B.; Degraer, S. (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. Hydrobiologia 756(1): 37-50. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=245077]

[8] Rumes, B.; Kerckhof, F. (2011). On the occurrence and habitat of *Telmatogeton japonicus* Tokunaga (Diptera; Chironomidae) in the Southern Bight of the North Sea., in: Mees, J. et al. VLIZ Young Marine Scientists' Day, Brugge, Belgium 25 February 2011: book of abstracts. pp. 74. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=202856]

[9] Remmert, H. (1963). *Telmatogeton remanei* n. sp., eine neue marine Chironomide aus der Kieler Förde. Zool. Anz. 171(5-8): 165-178. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208397]

[10] Szadziewski, R. (1977). *Telmatogeton gedanensis* sp. n. (Clunioninae, Chironomidae, Diptera) - new marine chironomid from the Polish Baltic coast. Pol. Pismo Entomol. 47: 175-184. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206247]

[11] Murray, D.A. (2000). First record of *Telmatogeton japonicus* Tokunaga (Dipt., Chironomidae) from the British Isles and additional records of halobiontic Chironomidae from Ireland. Entomol. Mon. Mag. 136: 157-160. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206129]

[12] Elsam Engineering A/S (2005). Elsam offshore wind turbines: Horns Rev annual status report for the environmental monitoring programme 1 January 2004 - 31 December 2004. Elsam Engineering A/S: Fredericia, Denmark. 96 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206242]

[13] Raunio, J.; Paasivirta, L.; Brodin, Y. (2009). Marine midge *Telmatogeton japonicus* Tokunaga (Diptera: Chironomidae) exploiting brackish water in Finland. Aquat. Invasions 4(2): 405-408. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206249]

[14] Cranston, P.S. (1989). The adult males of Telmatogetoninae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – keys and diagnosis. Entomol. Scand. Suppl. 34: 17-21. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206241]

[15] Kerckhof, F.; Norro, A.; Jacques, T.; Degraer, S. (2009). Early colonisation of a concrete offshore windmill foundation by marine biofouling on the Thornton Bank (southern North Sea), in: Degraer, S. et al. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring. Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit/Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Brussel: pp. 39-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142997]

[16] Tokunaga, M. (1935). Chironomidae from Japan (Diptera): IV. On the early stages of a marine midge, *Telmatogeton japonicus* Tokunaga. Philipp J. Sci. 57: 491-511. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208354&printversion=1&dropIMIStitle=1]

[17] Sunose, T.; Fujisawa, T. (1982). Ecological studies of the intertidal chironomid *Telmatogeton japonicus* Tokunaga in Hokkaido. Res. Popul. Ecol. 24: 70-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206607]

[18] Boudewijn, T.J.; Meijer, A.J.M. (2007). De kolonisatie door flora en fauna van betonblokken op het zuidelijk havenhoofd te Ijmuiden. Betonblokken als foerageergebied voor paarse strandlopers en steenlopers: eindrapport. Bureau Waardenburg Rapport, 07-051. Bureau Waardenburg. Culemborg. 108 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=198236]

[19] Failla, A.; Vasquez, A.V.; Fujimoto, M.; Ram, J.L. (2015). The ecological, economic and public health impacts of nuisance chironomids and their potential as aquatic invaders. Aquat. Invasions 10(1): 1-15. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=296690]

[20] Degraer, S.; Kerckhof, F.; Reubens, J.; Vanermen, N.; De Mesel, I.; Rumes, B.; Stienen, E.W.M.; Vandendriessche, S.; Vincx, M. (2013). Not necessarily all gold that shines: appropriate ecological context setting needed!, in: Degraer, S. et al. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes. pp. 175-181. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=231908]

[21] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[22] Cheng, L. (Ed.) (1976). Marine insects. XII. North-Holland: Amsterdam. ISBN 0-444-11213-8. 581 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=39162]

[23] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

Zeuxo holdichi

Schaarpissebed

© Ingrid Jonckheere

Lector
Ingrid Jonckheere

Wetenschappelijke naam
Zeuxo holdichi Bamber, 1990 [1]

Het **oorsprongsgebied** van de Schaarpissebed *Zeuxo holdichi* is tot op heden **onbekend**, al wordt er wel vanuit gegaan dat het een niet-inheemse soort voor West-Europa betreft en het organisme allicht via de **schelpdierkweek** in Europese wateren werd geïntroduceerd. In **2023** werd de soort voor het eerst gespot in de Oostendse Spuikom. Tot op heden blijft dit de enige vindplaats in België, al werd het organisme in Nederland al op meerdere mariene en brakke locaties aangetroffen.

Oorspronkelijke verspreiding

De soort werd initieel (1990) beschreven in de Baai van Arcachon (Zuidwest-Frankrijk) [2], doch wordt er vanuit gegaan dat het een niet-inheemse soort betreft waarvan het natuurlijk verspreidingsgebied tot op heden niet gekend is (cryptogeen) [3].

Eerste waarneming in België

In juli 2023 werden meerdere levende exemplaren van de Schaarpissebed aangetroffen in stalen van de Oostendse Spuikom [4].

Verspreiding in België

De Schaarpissebed werd tot op heden enkel gevonden in de Oostendse Spuikom [4].

Verspreiding in onze buurlanden

In 1990 werd deze soort beschreven vanuit de Baai van Arcachon (Zuidwest-Frankrijk) [2]. Daarna werd de Schaarpissebed gesignaleerd ter hoogte van de westkust van Portugal tot Noord-Bretagne en Zuidwest-Engeland [5]. In 2012 werd de soort ook gevonden langsheen de Kanaalkust van Noord-Frankrijk [6] en in de Nederlandse Oosterschelde [3]. Recent werden in Nederland ook exemplaren aangetroffen ter hoogte van Katwijk (Noordzee), in het Grevelingenmeer en in de Westerschelde [7,8]. In 2022 werd de Schaarpissebed ook gevonden in de Lagune van Venetië [9].

Wijze van introductie

Gezien de intensieve schelpdiercultuur in de Baai van Arcachon heerst er een sterk vermoeden dat de soort via aquacultuur werd geïntroduceerd. De verdere secundaire verspreiding naar zowel noordelijkere als zuidelijkere gebieden (allen gekend voor schelpdiercultuur en het voorkomen van jachthavens) wordt toegeschreven aan zowel schelpdiertransport als recreatieve vaart [3,6].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Schaarpissebed gedijt in zowel brakke als mariene milieus [4,8] en wordt er op diverse subtraten aangetroffen: tussen en op (oester)schelpen, op het zanderig/modderige bodemsediment en tussen rode zeewieren [3-5]. De soort komt voor in het intertidaal tot op een diepte van 60 meter [6], met een voorkeur voor de kustnabije sublitorale zone [5].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De orde van Tanaïden (kleine kreeftachtigen) hebben een sedentaire levenswijze en bezitten geen planktonisch larvaal stadium. Hierdoor is het potentieel van een secundaire natuurlijke verspreiding beperkt.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen effecten of maatregelen gekend die verband houden met het voorkomen van de Schaarpissebed.

Specifieke kenmerken

Dit naaldkreeftje meet ongeveer 5 mm en heeft een langwerpig lichaam met vijf vrije pleonsegmenten zonder een dorsale rand van rechtopstaande setae. De uropode bestaat uit zeven segmenten. De linker coxa heeft een opvallende tand aan de mediale zijde. De rechter mandibel heeft een grote mola met vier tanden op een rij [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Zeuxo holdichi* Bamber, 1990. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=416601 (2024-10-18).

[2] Bamber, R.N. (1990). A new species of *Zeuxo* (Crustacea: Tanaidacea) from the French Atlantic coast. J. Nat. Hist. 24(6): 1587-1596. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393639]

[3] Faasse, M. (2013). Northward dispersal of the tanaid *Zeuxo holdichi* to the Netherlands (Crustacea: Tanaidae). Ned. Faunist. Meded. 39: 95-98. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393638]

[4] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=394050]

[5] Bamber, R.N. (2011). The marine fauna and flora of the Isles of Scilly. Tanaidacea (Crustacea: Peracarida). J. Nat. Hist. 45(29-30): 1801-1815. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393626]

[6] Foveau, A.; Pezy, J.-P.; Bauxi, N.; Baffreau, A.; Bachelet, Q.; Chouquet, B.; Dancie, C.; Ruellet, T.; Dauvin, J.-C. (2018). Range extension of the tanaidid *Zeuxo holdichi* (Bamber, 1990) along the northern coasts of France? Cah. Biol. Mar. 59(4): 329-333. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393624]

[7] waarnemingen.nl. *Zeuxo holdichi* Bamber, 1990. https://waarneming.nl/observation/294033938/ (2024-04-03)

[8] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Wesdorp, K.H. (2017). Uitheemse mariene soorten in Nederland. GiMaRIS Rapport, 19. GiMaRIS: Leiden. 39 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393505]

[9] Del Pasqua, M.; Bernarello, V.; Esquete, P.; Cornello, M.; Cacciatore, F.; Oselladore, F.; Ponis, E.; Boscolo Brusà, R. (2022). First records of the tanaid species *Zeuxo holdichi* and *Apseudopsis tridens* (Crustacea: Peracarida) from the Venice Lagoon (Italy, Northern Adriatic Sea). Thalassas 38(1): 417-430. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393623]

Mosdiertjes

4

Bugula neritina

Paars vogelkopmosdiertje

© Ad Aleman

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam

Bugula neritina (Linneaus, 1758) [1]

Het *Bugula neritina* complex lijkt te bestaan uit drie verwante soorten [2].

Het Paars vogelkopmosdiertje *Bugula neritina* werd in **1999** voor het eerst waargenomen in België (Oostende). Het **oorsprongsgebied** is **niet geheel zeker**, maar allicht is de soort afkomstig uit de **Noordwest-Atlantische Oceaan** en werd deze via de **scheepvaart** in Europa geïntroduceerd. De soort komt typisch voor in het intertidaal van havengebieden en baaien, vastgehecht aan zowel natuurlijke (stenen, zeewier) als artificiële substraten. Het voorkomen van het Paars vogelkopdiertje nabij aquacultuurinrichtingen of havengebieden kan daarom ook potentiële economische gevolgen met zich meebrengen met het oog op de verwijdering ervan.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorsprongsgebied van deze soort kon nog niet eenduidig worden bepaald. Op heden kent dit mosdiertje een brede global verspreiding in gematigde, subtropische en tropische wateren [3]. Allicht komt de soort van nature voor in de Noordwest-Atlantische Oceaan (Noord-Amerika) [4,5].

Eerste waarneming in België

Het Paars vogelkopmosdiertje werd in 1999 voor de eerste maal geobserveerd in België, waarbij talrijke exemplaren werden aangetroffen op de romp van een zeiljacht dat aangemeerd lag in de Mercatorhaven te Oostende [6].

Verspreiding in België

Na de eerste waarneming in de Mercatorhaven in 1999 werd de soort pas een volgende keer op deze locatie aangetroffen op testpanelen in augustus 2021 [3]. Echter, in 2010 werd het Paars vogelkopmosdiertje reeds waargenomen tussen de aangroeigemeenschap op het onderzoeksschip RV Belgica in de achterhaven van Zeebrugge. In november 2019 werd ook een specimen gezien op een drijvend ponton in de jachthaven van Zeebrugge, waar sindsdien een gevestigde populatie voorkomt [3].

Verspreiding in buurlanden

Het Paars vogelkopmosdiertje werd voor de eerste maal waargenomen in Plymouth in het Verenigd Koninkrijk, waar de soort vermoedelijk tussen 1904 en 1912 werd geïntroduceerd [7]. Later werden eveneens grote kolonies werden waargenomen in de Millbay Docks [8]. In het midden van de 20e eeuw werd het diertje op verschillende plaaten waargenomen in Zuid-Engeland en Noord-Frankrijk (Brest en St-Malo) [9,10]. In de jaren '50-'60 was het diertje overvloedig aanwezig in een door het geloosde koelwater van een elektriciteitscentrale verwarmd dok in Swansea (Zuid-Wales), waar de watertemperatuur zo'n 7 à 10 °C boven de omgevingstemperatuur lag [11-13]. Maar tegen het einde van de 20e eeuw werd de soort in Zuid-Engeland niet meer in het wild aangetroffen [14]. In Swansea verdween de soort mogelijks na het verminderen (1960), en het finaal stopzetten (1976) van de electriciteitsproductie, toen de zomertemperaturen allicht te laag werden (<20°C) om zich voort te planten. Echter, details over het verdwijnen van dit organisme in Britse wateren tussen circa 1970 en 1999 zijn er niet [15]. Het Paars vogelkopmosdiertje werd in 1998 dan weer algemeen teruggevonden in de jachthaven van Perros-Guirec (Bretagne), een locatie dat niet artificieel verwarmd wordt [6]. De soort werd vervolgens opnieuw opgemerkt in het Verenigd Koninkrijk in 2004, tijdens een survey van de jachthavens in Zuid-Engeland [16], en werd eveneens aangetroffen in Guernsey [17].

De soort komt algemeen voor in de havens van de Middellandse Zee [10,18]. Daarnaast werden eveens meldingen gemaakt van voorkomen in Aveiro (Portugal) [19] en in de Azoren. De soort werd zelfs aangetroffen op het verafgelegen eiland Tristan da Cunha (Zuid-Atlantische Oceaan) [15]. In april 2007 werden dan weer een aantal kolonies gedetecteerd in het Nederlandse Burghsluis (Oosterschelde), waar ze in augustus van datzelfde jaar reeds algemeen voorkwamen [20]. Een jaar later werden ze ook al aangetroffen in de Roompot-jachthaven nabij Wissekerke [21]. Sinds 2015 werden kolonies aangetroffen verspreid over de Oosterschelde, maar tevens in het Grevelingenmeer en op bepaalde locaties (aangespoeld) langsheen de Nederlande Noordzeekust (Katwijk-Noordwijk, Ijmuiden), vaak vastgehecht aan zeepokken (*Amphibalanus amphitrite*) [22-25]. Waar de kolonies langsheen de Noordzeekust vandaan komen blijft onduidelijk [3].

Wijze van introductie

De meest waarschijnlijke vector verantwoordelijk voor de meerdere introducties van het Paars vogelkopmosdiertje betreft scheepvaart (aanhechting aan de romp – fouling) [6].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Paars vogelkopmosdiertje is, net zoals *Bugula stolonifera* (Vogelkopmosdiertje), goed bestand tegen pollutie en wisselende saliniteit. Beide soorten worden dan ook geregeld samen aangetroffen [6]. De link met artificieel verwarmde wateren is niet eenduidig en wordt soms in vraag gesteld, gezien de gedocumenteerde voorkomens buiten dergelijke zones [15,26].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort worden typisch aangetroffen in het intertidaal van havengebieden en baaien, vastgehecht aan natuurlijke substraten (stenen, zeewier) en een variëteit aan artificiële substraten, zoals kademuren, scheepsrompen, boeien en andere ondergedompelde structuren [27]. Daarnaast toonde een Australische studie aan dat zowel de larven als adulte organismen een hoge resistentie vertoonden voor opgelost koper, een actief agentia in diverse anti-aangroeiverven, waardoor de soort extra potentieel heeft om zich te vestigen op behandelde scheepsrompen [28].

De larvaal stadium duurt slechts enkele uren, waarna het organisme zich vasthecht op een substraat. Indien er geen geschikt substraat aanwezig is, zijn bepaalde larven in staat langer dan 24 uur rond te zwemmen, in het andere geval hecht de helft van de larven zich binnen de 2 uur [29]. De korte duur van het vrijzwemmend stadium maakt dat een verdere natuurlijke verspreiding via het meeliften op heersende stromingen als weinig waarschijnlijk wordt geacht [30-32]. De soort kent daarentegen wel een kosmopolitische verspreiding, wat

wijst op het hoge adaptatievermogen van het organisme voor diverse milieus, alsook voor temperatuur- en saliniteitvariaties, gaande van polyhaliene tot euhaliene wateren (18-30 psu) [33]. Daarnaast beschikt het Paars vogelkopmosdiertje over een overlevingstechniek, i.e. de mogelijkheid tot een rustperiode, waarin kolonies zich terugtrekken [34]. Deze fase treedt op in verschillende perioden van het jaar en lijkt afhankelijk te zijn van de watertemperatuur, waarbij de populaties in koelere gebieden zich in de winter terugtrekken, terwijl dit voor populaties in warme gebieden in de zomermaanden gebeurt [35].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Paars vogelkopdiertje is een aangroeisoort waardoor het voorkomen van de soort kosten met zich mee kan brengen met het oog op de verwijdering ervan. Zo is het een gekende aangroeisoort in de aquacultuur die zich aan oesterschelpen vasthecht. Daarnaast vestigt de soort zich ook op algen, gevestigde bryozoënkolonies en ander organisch materiaal. Naast het overwoekeren van bepaalde organismen kan de soort eveneens concurreren om ruimte en voedsel [33].

Verder kunnen kleine kolonies zich vastzetten op de wanden van ballasttanks of op drijvend materiaal in de ballasttanks [36]. In sommige havens vormt het Paars vogelkopmosdiertje echter een van de ergste aangroeiorganismen, hetgeen wijst op het feit dat de soort zich explosief kan ontwikkelen [6]. De dominante factor die de verspreiding van deze soort beïnvloedt betreft de aanwezigheid van een geschikt substraat waarop de larven zich kunnen vasthechten [29].

Het Paars vogelkopdiertje kent op heden een zeer lokaal voorkomen in onze contreien waardoor er nog geen aanwijzingen zijn voor grote ecologische gevolgen [37]. Maatregelen tegen deze soort zijn niet gekend.

Specifieke kenmerken

Het Paars vogelkopmosdiertje vormt meestal donker rood-paarse of paars-bruine (soms dof donkerrood) rechtopstaande bossige, vertakkende pluimen (kolonie) tot 15 cm hoog. De takken zijn gevormd uit 2 series zoïden met een vliezig frontaal oppervlak, waarbij de zoïden groot zijn en proximaal versmallen [3,38]. Er zijn geen stekels aanwezig, maar de vrije bovenste hoek van de buitenste zoïden steekt licht uit [6,38]. De polypide heeft 20 tot 24 tentakels. Het is de enige *Bugula*-soort waarbij de avicularia ontbreken. Een gedetailleerdere beschrijving is te vinden in de literatuur [3,38].

Wetenschappelijk onderzoek bracht aan het licht dat de kwetsbare larven van het Paars vogelkopmosdiertje een chemische verdediging kennen tegen gewervelde en ongewervelde predatoren, gebruik makend van bioactieve metabolieten, 'bryostatines' genaamd [39,40,41]. De larven zijn afhankelijk van een microbiële symbiont (*Candidatus* Endobugula sertula)

voor de productie van deze chemische component [40,42,43]. Dit verdedigingsmechanisme doet zich niet meer voor bij volwassen kolonies [39-41].

Bryostatines zijn complexe polyketides waarvan de anti-kanker-activiteit is ontdekt in 1970 [44]. Op basis van klinische proeven blijkt dat bryostatines veelbelovend zijn voor de behandeling van diverse kankersoorten [42,45].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Bugula neritina* (Linneaus, 1758). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=111158 (2024-10-18)

[2] Fehlauer-Ale, K.H.; Mackie, J.A.; Lim-Fong, G.E.; Ale, E.; Pie, M.R.; Waeschenbach, A. (2014). Cryptic species in the cosmopolitan *Bugula neritina* complex (Bryozoa, Cheilostomata). Zoologica Scri. 43(2): 193-205. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393783]

[3] De Blauwe, H. (in prep). Marine and brackish bryozoans from the Southern Bight of the North Sea: Identification guide for Belgium, the Netherlands and Germany.

[4] Ellis, J. (1753). XVIII. Observations on a remarkable coral-line, in a letter from Mr. John Ellis to the Rev. Thomas Birch, D. D. Secret. R. S. Philos. Trans. R. Soc. Lond. 48: 115-117. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381267]

[5] Ellis, J. (1755). An essay towards a natural history of the corallines. Published by the author(s): London. 103 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381614]

[6] Kerckhof, F. (2000). De Strandvlo 20(3). De Strandvlo: Driemaandelijks Tijdschrift van De Strandwerkgroep België. De Strandwerkgroep België: Oostende. 89-138 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=203047]

[7] Ryland, J.S.; Hayward, P.J. (1977). British anascan bryozoans. Cheilostomata: Anasca: keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna, N.S. 10. Academic Press: London. ISBN 0-12-605250-6. 118 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=29452]

[8] Orton, J.H. (1915). Preliminary account of a contribution to an evaluation of the sea. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 10(1913-1915): 312-326 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=100511]

[9] Ryland, J.S. (1960). The British species of *Bugula* (Polyzoa). Proc. Zool. Soc. Lond. 134: 65-105 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=120943]

[10] Prenant, M.; Bobin, G. (1966). Bryozoaires: 2. Chilostomes Anasca. Faune de France, 68. Fédération Française des Sociétes des Sciences Naturelles: Paris. 647 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=11603]

[11] Naylor, E. (1957). Immigrant marine animals in Great Britain. New Sci. 2: 21-23 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381615]

[12] Ryland, J.S. (1960). The British species of *Bugula* (Polyzoa). Proc. Zool. Soc. Lond. 134: 65-105 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=120943]

[13] Ryland, J.S. (1965). Catalogue of main marine fouling organisms. Found on ships coming into European waters. Volume 2: Polyzoa. OECD Publishing: [s.l.]. 83 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391057]

[14] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[15] Ryland, J.S.; Bishop, J.D.D.; De Blauwe, H.; El Nagar, E.; Minchin, D.; Wood, C.A.; Yunnie, A.L.E. (2011). Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. Aquat. Invasions 6(1): 17-31. https://dx.doi.org/10.3391/ai.2011.6.1.03 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206248]

[16] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86(6): 1329-1337 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119308]

[17] Ryland, J.S.; Lord, R.; Mackie, J.A. (2009). Recent discoveries of alien Watersipora (Bryozoa) in Western Europe, with redescriptions of species. Zootaxa 2093(2093): 43-59 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=135328]

[18] Occhipinti-Ambrogi, A. (1981). *Briozoi lagunari*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane, 7. Consiglio Nazionale delle Ricerche: Genova. 145 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=248895]

[19] Marchini, A.; Cunha, M.R.; Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). First observations on bryozoans and entoprocts in the Ria de Aveiro (NW Portugal) including the first record of the Pacific invasive cheilostome *Tricellaria inopinata*. Mar. Ecol. (Berl.) 28(S1): 154-160. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=221463]

[20] Faasse, M. (2007). Het exotische mosdiertje *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) in Nederland. Het Zeepaard 67(6): 190-192. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119079]

[21] Faasse, M.A.; van Moorsel, G.W.N.M.; Tempelman, D. (2013). Moss animals of the Dutch part of the North Sea and coastal waters of the Netherlands (Bryozoa). Ned. Faunist. Meded. 41: 1-14 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=302003]

[22] Faasse, M.; Ligthart, M. (2016). Paarse invasie (*Bugula neritina*. Het Zeepaard 76(2): 62-63 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=260893]

[23] Kuijper, W.; Cadée, M.C. (2018). Een invasie van het Paars vogelkopmosdiertje *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) op het Hollandse strand. Het Zeepaard 78(1): 27-37. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=293182]

[24] de Ruijter, R. (2019). CS-Verslag. Het Zeepaard 79(4): 114-122. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=321580]

[25] de Ruijter, R. (2017). Cs-Verslag. Het Zeepaard 77(5): 182-194. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=292185]

[26] De Blauwe, H.; Faasse, M. (2001). Extension of the range of the Bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the north-east Atlantic ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). Ned. Faunist. Meded. 14: 103-112 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19401]

[27] Mackie, J.A.; Keough, M.J.; Christidis, L. (2006). Invasion patterns inferred from cytochrome oxidase I sequences in three bryozoans, *Bugula neritina*, *Watersipora subtorquata*, and *Watersipora arcuata*. Mar. Biol. (Berl.) 149: 285-295. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=259947]

[28] Piola, R.F.; Johnston, E.L. (2006). Differential resistance to extended copper exposure in four introduced bryozoans. Mar. Ecol. Prog. Ser. 311: 103-114. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381264]

[29] Keough, M.J. (1989). Dispersal of the bryozoan *Bugula neritina* and effects of adults on newly metamorphosed juveniles. Mar. Ecol. Prog. Ser. 57: 163-171 [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353670]

[30] Keough, M.J.; Chernoff, H. (1987). Dispersal and population variation in the bryozoan *Bugula neritina*. Ecology 68(1): 199-210. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353655]

[31] Bryan, P.J.; Rittschof, D.; Qian, P.-Y. (1997). Settlement inhibition of bryozoan larvae by bacterial films and aqueous leachates. Bull. Mar. Sci. 61(3): 849-857 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381353]

[32] Walters, L.J.; Miron, G.; Bourget, E. (1999). Endoscopic observations of invertebrate larval substratum exploration and settlement. Mar. Ecol. Prog. Ser. 182: 95-108. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381263]

[33] Winston, J.E. (1977). Distribution and ecology of estuarine ectoprocts: a critical review. Chesapeake Science 18(1): 34-57. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381414]

[34] Dyrynda, P.E.J.; Ryland, J.S. (1982). Reproductive strategies and life histories in the cheilostome marine bryozoans *Chartella papyracea* and *Bugula flabellata*. Mar. Biol. (Berl.) 71(3): 241-256. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381271]

[35] Keough, M.J.; Chernoff, H. (1987). Dispersal and population variation in the bryozoan *Bugula neritina*. Ecology 68(1): 199-210. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=353655]

[36] Cohen, A.N. (2005). Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay. San Francisco Estuary Institute, Oakland, USA.

[37] Nederlands Soortenregister – overzicht van de Nederlandse biodiversiteit. www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=173007 (2022-12-16).

[38] De Blauwe, H. (2009). Mosdiertjes van de Zuidelijke bocht van de Noordzee: Determinatiewerk voor België en Nederland. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-90-812-9003-6. 445 pp. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=138282]

[39] Ciavatta, M.L.; Lefranc, F.; Vieira, L.M.; Kiss, R.; Carbone, M.; van Otterlo, W.A.L.; Lopanik, N.B.; Waeschenbach, A. (2020). The phylum Bryozoa: from biology to biomedical potential. Mar. Drugs 18(4): 200. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=324955]

[40] Lopanik, N.; Lindquist, N.; Targett, N. (2004). Potent cytotoxins produced by a microbial symbiont protect host larvae from predation. Oecologia 139(1): 131-139. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381272]

[41] Lopanik, N.; Gustafson, K.R.; Lindquist, N. (2004). Structure of bryostatin 20: a symbiont-produced chemical defense for larvae of the host bryozoan, *Bugula neritina*. J. Nat. Prod. 67(8): 1412-1414. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381273]

[42] Davidson, S.K.; Allen, S.W.; Lim, G.E.; Anderson, C.M. (2001). Evidence for the biosynthesis of bryostatins by the bacterial symbiont "*Candidatus* Endobugula sertula" of the bryozoan *Bugula neritina*. Appl. Environ. Microbiol. 67(10): 4531-4537. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353671]

[43] Sharp, K.H.; Davidson, S.K.; Haygood, M.G. (2007). Localization of '*Candidatus* Endobugula sertula' and the bryostatins throughout the life cycle of the bryozoan Bugula neritina. ISME J. 1(8): 693-702. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381354]

[44] Pettit, G.R.; Day, J.F.; Hartwell, J.L.; Wood, H.B. (1970). Antineoplastic components of marine animals. Nature (Lond.) 227(5261): 962-963. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381355]

[45] Tilbrook, K. (2004). Bryostatin 1 - antitumour agent. JMBA Global Marine Environment November(1): 23. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=391592]

Bugulina simplex

Geel vogelkopmosdiertje

© Hans De Blauwe

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Bugulina simplex (Hincks, 1886) [1]

Het Geel vogelkopmosdiertje *Bugulina simplex* werd vanuit het **Middellandse zeegebied** naar onze streken getransporteerd als **aangroei op de romp** van vrachtschepen en jachten. Zijn oorsprongsgebied is echter ongekend. Het Geel vogelkopmosdiertje ziet er wat struikachtig uit en werd in **2000** voor het eerst in Belgische wateren waargenomen, meer specifiek in de jachthaven van Oostende. Nagenoeg alle waarnemingen van deze soort komen uit havens en jachthavens.

Oorspronkelijke verspreiding

In het begin van de 20e eeuw kwam het Geel vogelkopmosdiertje al voor aan de oostkust van Noord-Amerika, in de Middellandse Zee en de Adriatische Zee. De beperkte verspreiding in Noord-Amerika doet echter vermoeden dat de soort oorspronkelijk afkomstig is uit het Middellandse Zeegebied [2]. Het is aan de hand van exemplaren uit de Adriatische Zee dat het Geel vogelkopmosdiertje in 1886 voor het eerst officieel beschreven werd door Hincks [2].

Eerste waarneming in België

In september 2000 werd het Geel vogelkopmosdiertje voor het eerst in onze streken ontdekt, op een ponton in de Oostendse haven [2]. De exoot wordt vaak vastgehecht teruggevonden op kolonies van andere mosdiertjes, zoals *Cryptosula pallasiana*. Ook andere ondergronden zoals steen, hout, zeesla of scheepsrompen, blijken geschikt als vestigingsplaats [3,4].

Verspreiding in België

Aanvankelijk werd het Geel vogelkopmosdiertje enkel aangetroffen in de jachthaven van Oostende. De soort kwam er in 2000 en 2001 samen voor met het Vogelkopmosdiertje *Bugulina stolonifera*, eveneens een niet-inheemse soort [2,5]. In 2004 werd het Geel vogelkopmosdiertje gevonden op een aangespoelde plastic emmer ter hoogte van de vloedlijn op het strand tussen Blankenberge en Zeebrugge [6]. Sinds juni 2007 is het een vaste gast in de jachthaven van Zeebrugge [5,7,8]. In het studiegebied kan deze soort ook aangetroffen worden in de jachthavens langs de Westerschelde [5].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste gedetailleerde melding van het Geel vogelkopmosdiertje in Groot-Brittannië dateert uit 1957 in Holyhead (Wales). Er zijn echter aanwijzingen dat dit mosdiertje al in 1893, of vroeger, aanwezig zou zijn geweest in Groot-Brittannië. De soort werd er toen gesignaleerd in Lowestoft (Suffolk) [9]. Meteen daarna volgden ook iets zuidelijkere observaties uit Milford Haven (Wales). Telkens werden de exemplaren aangetroffen op testpanelen die geplaatst werden om aangroeigemeenschappen te bestuderen [10].

Recente waarnemingen langsheen de West-Europese kusten wijzen op een uitbreiding van het leefgebied van de soort [2,5]. Dit is o.a. het geval in Nederland. Net zoals in België vond de eerste waarneming van dit Geel vogelkopmosdiertje er plaats in september 2000, in het Sas van Goes, langs de Oosterschelde [3]. Door uitbreiding naar andere jachthavens komt

dit mosdiertje regelmatig lokaal in kleine concentraties voor in de Zeelandse Wester- en Oosterschelde [5,6]. Er zijn recente meldingen uit de jachthaven van Trébeurden in Frankrijk en van een paar locaties langs de kust van Zuid-Engeland [5]. Ook in Ierland en Schotland werd de soort recent gesignaleerd [11].

Ondertussen is het Geel vogelkopmosdiertje ook in opmars richting het noorden. In 2014 werden voor de eerste keer exemplaren van *Bugulina simplex* verzameld in een havengebied op de Shetlandeilanden. Door het regelmatig scheepsverkeer naar Noorwegen vermoedt men dat ook daar de introductie niet lang meer op zich zal laten wachten [12].

Wijze van introductie

Daar het Geel vogelkopmosdiertje vaak teruggevonden wordt in havens en als aangroeigemeenschap op schepen en zeiljachten, werd deze soort vermoedelijk ook op deze wijze getransporteerd vanuit meer zuidelijke regio's [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het succes, vooral in havens, wordt verklaard door de vasthechting op vaste substraten zoals scheepsrompen of haveninfrastructuur. Daarenboven verdraagt het Geel vogelkopmosdiertje vervuilde condities [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Door vasthechting en aangroei op schepen en jachten kan het Geel vogelkopmosdiertje zich gemakkelijk – en over grote afstanden – verplaatsen tussen havens [2], waardoor verdere verspreiding te verwachten is [3].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Geel vogelkopmosdiertje vormt samen met andere mosdiertjes – maar ook met zeepokken, kokerwormen, zakpijpen en nog vele andere soorten – een aangroeigemeenschap in havens op harde substraten, waaronder ook scheepsrompen. Het verwijderen van deze fauna kost handenvol geld. Het vereist het hijsen van de boten uit het water, het reinigen onder hoge druk en een behandeling met een aangroeiwerende verf [13].

In het begin van de eeuw kwam deze soort plaatselijk en in kleine concentraties voor, waardoor een sterke uitbreiding langs de Noordoost-Atlantische kust niet verwacht werd [3]. Wetenschappers vermoeden echter dat de soort in de nabije toekomst een

effect zou kunnen hebben op de lokale haven- en kustfauna's (competitie voor ruimte) te wijten aan de toenemende scheepvaart en wereldwijde opwarming. Op dit moment is het Geel vogelkopmosdiertje aan een opmars bezig wat het aantal nieuw gekoloniseerde jachthavens betreft en ook de populatiegrootte neemt toe [14].

Specifieke kenmerken

Het Geel vogelkopmosdiertje behoort tot de mosdiertjes (Bryozoa). Mosdiertjes leven in kolonies opgebouwd uit een groep individuen – zoïden – die met elkaar in verbinding staan. De koloniegrootte kan variëren van enkele tientallen tot zelfs miljoenen individuen. Elke zoïde heeft een beschermend omhulsel of zoöecium, waarin zich het lichaam of de polypide bevindt. Elk individu bestaat uit niet meer dan een zenuwknoop, een spierstelsel, een maag met een voedingskanaal en een tentakelkrans die de mond omgeeft. De polypide kan doorheen een opening in het beschermend omhulsel de tentakels naar buiten stulpen voor voedselopname. De tentakels bevatten kleine trilharen die een waterstroom op gang brengen, waardoor zwevende deeltjes uit het water naar de mondopening toestromen [7,15].

Net zoals alle andere *Bugulina*-soorten heeft het Geel vogelkopmosdiertje een struikvormig uitzicht. Hoewel het Geel vogelkopmosdiertje het hele jaar door kan gevonden worden, zijn de kolonies het hoogst (tot 4 cm) in augustus en september. De larven worden in deze periode losgelaten in de waterkolom. Ze hebben slechts enkele uren tijd om zich te settelen op een geschikt substraat, anders sterven ze. Na de zomer sterven de oude kolonies grotendeels af. De pas gesettelde kolonies groeien in het begin minimaal uit, waardoor ze moeilijk waar te nemen zijn [7,14].

De naam 'Geel vogelkopmosdiertje' is geïnspireerd op de voor de *Bugulina*-soorten typische vogelkopvormige avicularia. Deze individuen staan in voor de bescherming van de kolonie. Ze zijn voorzien van een dekseltje of operculum waarmee ze in staat zijn een 'bijtbeweging' uit te voeren. In onze contreien kan je ook het niet-inheemse vogelkopmosdiertje *Bugulina stolonifera* aantreffen. Beide soorten zijn relatief eenvoudig van elkaar te onderscheiden, maar je hebt er wel een microscoop of een goede loep voor nodig. De strogeel gekleurde kolonies van het Geel vogelkopmosdiertje vallen sterk op ten opzichte van de dof gekleurde kolonies van het vogelkopmosdiertje. Daarenboven is het Geel vogelkopmosdiertje – met een hoogte van 2 tot 3 cm – kleiner en staan er geen twee rijen individuen op elke tak, maar drie tot zes rijen. De vertakkingen staan in een waaiervorm, wat niet het geval is bij het vogelkopmosdiertje. Tot slot bevat het Geel vogelkopmosdiertje niet twee, maar één stekel aan de buitenzijde van elk individu [2,7].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Bugulina simplex* (Hincks, 1886). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=834016 (2024-10-18).

[2] Kerckhof, F. (2001). Het mosdiertje *Bugula simplex* Hincks, 1886 (Bryozoa, Cheilostomatidae) nieuw voor de Belgische fauna. De Strandvlo 21(1): 36-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19339]

[3] De Blauwe, H.; Faasse, M. (2001). Extension of the range of the Bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the north-east Atlantic ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). Ned. Faunist. Meded. 14: 103-112. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19401]

[4] WoRMS image (2019). *Bugula simplex* http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=image&tid=111162&pic=12798

[5] Ryland, J.S.; Bishop, J.D.D.; De Blauwe, H.; El Nagar, E.; Minchin, D.; Wood, C.A.; Yunnie, A.L.E. (2011). Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. Aquat. Invasions 6(1): 17-31. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206248]

[6] De Blauwe, H. (2005). Bryoza op wieren en plastic uit de herfstvloedlijn van het najaar 2004. De Strandvlo 25(1): 14-16. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72344]

[7] De Blauwe, H. (2009). Mosdiertjes van de Zuidelijke bocht van de Noordzee: Determinatiewerk voor België en Nederland. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-90-812-9003-6. 445 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=138282]

[8] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[9] Ryland, J.S. (1958). *Bugula simplex* Hincks, a newly recognized polyzoan from British waters. Nature 181: 1146-1147. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=139167]

[10] Ryland, J.S. (1960). The Britisch species of *Bugula* (Polyzoa). Proc. Zool. Soc. Lond. 134: 65-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120943]

[11] Minchin, D.; Nunn, J.D. (2013). Rapid assessment of marinas for invasive alien species in Northern Ireland. Northern Ireland Environment Agency Research and Development Series, 13/06. Northern Ireland Environment Agency: Belfast. 113 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297207]

[12] Porter, J.S.; Jones, M.E.S.; Kuklinski, P.; Rouse, S. (2015). First records of marine invasive non-native Bryozoa in Norwegian coastal waters from Bergen to Trondheim. Bioinvasions Records 4(3): 157-169. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297208]

[13] Woods Hole Oceanographic Institution (1952). The effects of fouling, in: Hedgepeth, J.W. Marine fouling and its prevention. Contributions of the Woods Hole Oceanographic Institution, 580. Contributions of the Woods Hole Oceanographic Institution. U.S. Naval Institute: Annapolis, Maryland: pp. 3-19. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140669]

[14] De Blauwe, H. (2010). Persoonlijke mededeling.

[15] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

Bugulina stolonifera

Vogelkopmosdiertje

© Hans De Blauwe

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Bugulina stolonifera (Ryland, 1960) [1]

Het Vogelkopmosdiertje *Bugulina stolonifera* komt van nature voor in de **noordwestelijke Atlantische Oceaan**. De soort wordt wereldwijd als exoot herkend als **aangroei op scheepsrompen**. De eerste Europese waarneming dateert van 1960, uit Groot-Brittannië. De soort werd voor het eerst in België waargenomen in **1976** in de Spuikom van Oostende. Later dook dit mosdiertje ook op in de havens van Oostende en Zeebrugge, en op strandhoofden in Koksijde. Het Vogelkopmosdiertje blijkt goed bestand tegen lage en wisselende zoutgehaltes en vervuiling, waardoor het goed kan gedijen in havens.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Vogelkopmosdiertje komt van nature voor in het noordwesten van de Atlantische Oceaan [2].

Eerste waarneming in België

In 1976 was er een eerste melding van het Vogelkopmosdiertje in de Spuikom van Oostende [3,4]. Tot in de jaren '90 werd deze soort echter verkeerdelijk geïdentificeerd als *Bugula avicularia* (nu *Bugulina avicularia*) in plaats van *Bugula stolonifera* (nu *Bugulina stolonifera*) [4]. Daardoor werd in 1997 opnieuw melding gemaakt van een eerste observatie van deze soort, op een boei in de Oostendse haven [5].

Verspreiding in België

Het Vogelkopmosdiertje komt algemeen voor in de haven van Oostende: vastgehecht op schepen en andere drijvende voorwerpen, op muren van dokken en andere constructies die continu ondergedompeld zijn. De soort werd ook gevonden in de haven van Zeebrugge, zij het niet zo algemeen [5,6]. Buiten de havens is deze soort aanwezig op strandhoofden in Koksijde [4]. De soort lijkt tegenwoordig minder talrijk voor te komen dan rond de eeuwwisseling, mogelijks te wijten aan concurrentie om ruimte met nieuwe uitheemse soorten zoals het Onverwacht mosdiertje (*Tricellaria inopinata*) en zakpijpkolonies [7].

Verspreiding in onze buurlanden

Dit mosdiertje komt tegenwoordig voor aan beide zijden van de Atlantische Oceaan en in de Middellandse Zee. De soort werd in West-Europa voor het eerst met zekerheid gerapporteerd in Groot-Brittannië omstreeks 1960 [8].

In Nederland zijn er in het verleden, net zoals in België, foute identificaties gebeurd: vroegere meldingen van kolonies van *Bugulina avicularia* hadden waarschijnlijk betrekking op *Bugulina stolonifera*. Zo werd het Vogelkopmosdiertje wellicht reeds gesignaleerd als *Bugulina avicularia* in 1885 in de voormalige Zuiderzee [9], maar bij gebrek aan bevestiging blijft de eerste officiële waarneming voor Europa op 1960 staan. De eerste Nederlandse meldingen onder de correcte naam vonden plaats in 1993, in de dokken van de haven van het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ) te Texel [10]. De soort komt tegenwoordig algemeen voor in de Nederlandse havens, aan de Noordzeekant van de Brouwersdam en in kanalen en afgesloten water in Zeeland [9,11].

Ook in Frankrijk werd de soort al in de vroege jaren '70 vermeld in een inventaris van de Boulonnais [12]. Nu komt de soort voor langs de gehele Kanaalkust en in vele havens, zoals

in Duinkerke, Boulogne, Calais en Le Havre [5,13]. Ook langs de Zuid-Engelse kust, onder andere in de haven van Plymouth, kan het Vogelkopmosdiertje waargenomen worden [14].

In meer noordelijke streken werd het Vogelkopmosdiertje waargenomen in Helgoland, een eiland voor de Duitse kust [15]. Langs de Atlantische kust van Spanje werd de soort in Galicië aangetroffen [16].

Wijze van introductie

Door het hoge aantal waarnemingen in havengebieden, wordt verondersteld dat het Vogelkopmosdiertje via scheepvaart in onze streken werd geïntroduceerd [10,17]. Een alternatief hiervoor betreft de introductie door oestertransport [7]. In sommige gevallen betreft hun introductie (primair) en verdere verspreiding (secundair) een combinatie van beide mechanismen. Ook zou verspreiding mogelijk zijn via het ballastwater van schepen. In dit geval zouden volwassen exemplaren zich vasthechten aan de binnenkant van de ballasttanks [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het succes van deze mosdiertjes wordt verklaard doordat ze lage en wisselende zoutgehaltes (saliniteit) en vervuiling verdragen, condities eigen aan havens waar deze soort zo succesrijk is [4]. Daarnaast is de soort een typische aangroeisoort, wat impliceert dat ze zich door vasthechting aan schepen snel en ver kunnen laten transporteren [5].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Vogelkopmosdiertje groeit op ondergedompelde oppervlakken, op scheepsrompen, drijvende voorwerpen en op structuren in (jacht)havens [5].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Deze soort zet zich vaak vast op schepen, havens, boeien en andere harde substraten aanwezig in de kustwateren van het studiegebied. Het verwijderen van deze fauna kost handenvol geld. De rompen van boten worden doorgaans onder hoge druk gereinigd (wanneer ze zich uit het water bevinden) en dan behandeld met aangroeiwerende verf [18].

Er is verder weinig gekend omtrent de ecologische impact van deze soort. De biodiversiteits-gerelateerde impact zal zich wellicht concentreren rond de ruimtelijke competitie [7].

Specifieke kenmerken

Het Vogelkopmosdiertje behoort tot de mosdiertjes (Bryozoa). Mosdiertjes leven in kolonies die zijn opgebouwd uit een groep individuen, zoïden genoemd, die met elkaar in verbinding staan. De koloniegrootte kan variëren van enkele tientallen tot zelfs miljoenen zoïden. Elke zoïde bestaat uit een beschermend omhulsel of zoöecium waarin zich een polypide of het lichaam bevindt. Elk individu bestaat uit niet meer dan een zenuwknoop, een spierstelsel, een maag met een voedingskanaal en een tentakelkrans die de mond omgeeft. De polypide kan doorheen een opening in het beschermend omhulsel gedeeltelijk naar buiten komen voor voedselopname met behulp van de tentakels. Deze bevatten kleine trilharen die een waterstroom op gang brengen waardoor zwevende deeltjes naar de mondopening toestromen [4,19].

Net zoals alle andere *Bugulina*-soorten heeft het vogelkopmosdiertje een struikvormig uitzicht. Hoewel het Vogelkopmosdiertje het ganse jaar door kan gevonden worden, kent de soort een piek in de zomermaanden, wanneer de kolonies een hoogte tot 4 cm kunnen bereiken [5]. De larven worden tijdens dit hoogtepunt in de waterkolom losgelaten en hebben slechts een paar uur om zich te settelen op een geschikt substraat, anders sterven ze. De oude kolonies sterven na de zomer grotendeels af. De pas gesettelde kolonies groeien in het begin slechts minimaal uit, waardoor ze moeilijk te zien zijn [4,7].

Om mosdiertjes te bestuderen is een microscoop noodzakelijk. De naam van het Vogelkopmosdiertje is geïnspireerd op de voor bijna alle *Bugulina*-soorten typische vogelkopvormige avicularia. Dit zijn zoïden die niet instaan voor de voeding maar die voorzien zijn van een dekseltje (operculum) waarmee ze in staat zijn een 'bijtbeweging' uit te voeren. Ze staan dan ook in ter bescherming van de kolonie. Nog kenmerkend is dat er slechts twee rijen zoïden staan op elke tak, wat verwarring veroorzaakt met *Bugulina avicularia*. Bij de laatstgenoemde soort zijn de vertakkingen spiraalsgewijs om de hoofdas gewonden, wat niet het geval is bij het Vogelkopmosdiertje. Bovendien zijn de avicularia kleiner bij het Vogelkopmosdiertje en staan er twee stekels aan de buitenrand van de zoïden. Verder komt *Bugulina avicularia* minder voor in de havens, maar meer in de getijdenzone of zones die permanent onder water staan [4,20].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Bugulina stolonifera* (Ryland, 1960). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=834018 (2024-10-18).

[2] McCann, L. (2019). Bryozoa (Cheilostomata, Ctenostomata, and Cyclostomata) in Galapagos Island fouling communities. Aquat. Invasions 14(1): 85-131. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396080]

[3] Polk, P. (1976). Inventarisatie plankton: fauna en flora, in: Nihoul, J.C.J. et al. Projekt Zee eindverslag: 7. Inventaris van de fauna en flora. Projekt Zee eindverslag = Projet Mer rapport final, 7. Diensten van de Eerste Minister. Programmatie van het Wetenschapsbeleid: Brussel: pp. 233-311. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=6097]

[4] De Blauwe, H. (2009). Mosdiertjes van de Zuidelijke bocht van de Noordzee: Determinatiewerk voor België en Nederland. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-90-812-9003-6. 445 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=138282]

[5] Kerckhof, F. (2000). Waarnemingen van de mosdiertjes *Cryptosula pallasiana* (Moll, 1803), Bugula stolonifera Ryland, 1960 en *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) nieuw voor de Belgische fauna. De Strandvlo 20(3): 114-126. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19322]

[6] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[7] De Blauwe, H. (2019). Persoonlijke mededeling.

[8] Ryland, J.S. (1960). The Britisch species of *Bugula* (Polyzoa). Proc. Zool. Soc. Lond. 134: 65-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120943]

[9] Faasse, M.; De Blauwe, H. (2004). Faunistisch overzicht van de mariene mosdiertjes van Nederland (Bryozoa: Stenolaemata, Gymnolaemata). Ned. Faunist. Meded. 21: 17-54. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72808]

[10] d'Hondt, J.L.; Cadée, G.C. (1994). *Bugulina stolonifera* nieuw voor Nederland en enkele andere Bryozoën van Texel. Het Zeepaard 54: 33-37. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120938]

[11] Faasse, M. (1998). Vindplaatsen van het mosdiertje *Bugulina stolonifera*, Ryland 1960 in Nederland. Het Zeepaard 58: 48-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120941]

[12] Glaçon, R. (1971). Faune et flore du littoral Boulonnais. Editions de l'institut de biologie maritime et régionale de Wimereux. Université des sciences et techniques de Lille: Wimereux. 41 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140099]

[13] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[14] Ryland, J.S.; Bishop, J.D.D.; De Blauwe, H.; El Nagar, E.; Minchin, D.; Wood, C.A.; Yunnie, A.L.E. (2011). Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. Aquat. Invasions 6(1): 17-31. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206248]

[15] Harms, J. (1993). Check list of species (algae, invertebrates and vertebrates) found in the vicinity of the island of Helgoland (North Sea, German Bight): a review of recent records. Helgol. Meeresunters. 47: 1-34. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=32304]

[16] Fernández Pulpeiro, E. (1983). Aportaciones al conocimiento de los Briozoos marinos ibericos: Queilostomados = Contribution to the knowledge of Iberian marine Bryozoa. Cah. Biol. Mar. 24(4): 469-487. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=63648]

[17] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

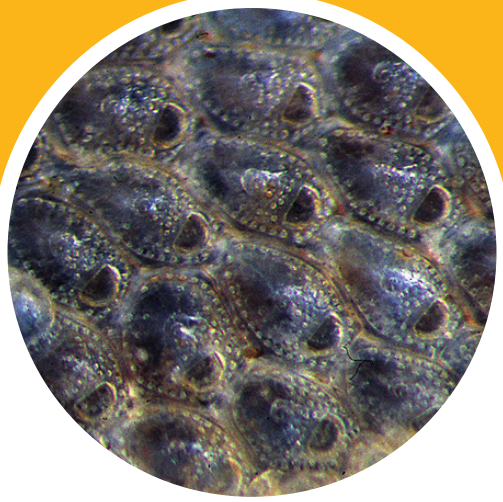
[18] Hedgepeth, J.W. (Ed.) (1952). Marine fouling and its prevention. Contributions of the Woods Hole Oceanographic Institution, U.S. Naval Institute: Annapolis, Maryland. ISBN: 978-1124111988. 388 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140668]

[19] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

[20] Ryland, J.S.; Hayward, P.J. (1977). British anascan bryozoans. Cheilostomata: Anasca: keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna, N.S. 10, 10. Academic Press: London. ISBN 0-12-605250-6. 118 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=29452]

Fenestrulina delicia

Venstermosdiertje



© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Fenestrulina delicia Winston, Hayward & Craig, 2000 [1]

Het Venstermosdiertje *Fenestrulina delicia* werd voor het eerst ontdekt in Maine (Verenigde Staten), in 1994. Of die daar inheems is, is **niet geweten**. Momenteel komt het Venstermosdiertje voor langs de kust van Frankrijk tot Zweden. Ook aan de Belgische kust is de soort terug te vinden sinds **2009**. Door de vele verspreidingsmanieren, bv. via **schelpdiertransport, schepen of** op **drijvend plastic**, is de kans reëel dat de soort zich nog verder zal verspreiden.

Oorspronkelijke verspreiding

De soort werd in 1994 voor het eerst waargenomen in Maine (Verenigde Staten), later werd hij ook gevonden langs de westkust, meer bepaald in Alaska en San Francisco [2]. Of het diertje hier ook zijn oorsprong vindt is niet geweten.

Eerste waarneming in België

Het Venstermosdiertje werd voor het eerst waargenomen in België in 2009, in Lombardsijde [3].

Verspreiding in België

Pas sinds 2009 zijn Venstermosdiertjes langs de Belgische kust waargenomen [3]. Sinds er een determinatiesleutel [4] werd gepubliceerd voor Bryozoa voor België en Nederland, hebben natuurliefhebbers het Venstermosdiertje al in verschillende kolonies kunnen vinden, ondermeer op aangespoeld plastic [5]. In 2020 werd het Venstermosdiertje eveneens gevonden in de subtidale zone in de offshore windparken [6].

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland werd de soort voor het eerst gezien in 2005. Het Venstermosdiertje werd daar gevonden op lege mosselschelpen, op een diepte van 5 à 10 meter, nabij Goesse Sas. In 2011 werd de exoot ook aangetroffen in de Anna Frisopolder (Schelde). In Zierikszee en St. Annaland werd het mosdiertje in 2012 gevonden. Het wordt nu aangenomen dat de soort in de volledige Oosterschelde verspreid is [2].

Vanaf 2002 werd de soort in Groot-Brittannië aangetroffen [7] en vijf jaar later werd de soort ook in Normandië gevonden [2]. In mei 2008 werd de soort aangetroffen langsheen de Franse Atlantische kust, van het noorden tot Pleneuf-Val-Andre (Noord-Bretagne) [5]. Naar het noorden toe werd het Venstermosdiertje tot Helgoland (Duitsland) gevonden, waar ze zich hadden vastgehecht op bruine algen. Deze algen zouden oorspronkelijk van het Engels Kanaal gekomen zijn [5]. De meest noordelijke waarnemingen van de soort vonden plaats in de Shetlandeilanden (Schotland) en tussen Bergen en Trondheim (Noorwegen) [8].

Wijze van introductie

Vaak groeit het Venstermosdiertje op schelpen van mosselen. Daardoor veronderstelt men dat de import van bivalven voor de aquacultuur een belangrijke vector is. Zo worden de

Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas* en mosselen nog steeds geïmporteerd uit andere landen, waardoor uitheemse epifauna mee kan reizen [9]. Als secundair verspreidingsmechanisme kunnen ze meeliften op scheepsrompen, algen en plastic afval, dat meegesleurd wordt door de stromingen [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Kolonies van de mosdiertjes werden zowel op natuurlijke (zoals algen) als artificiële (zoals dammen) substraten teruggevonden. Na introductie kunnen de diertjes zich gemakkelijk vestigen door de toename aan artificiële substraten in de Noordzee, zoals de funderingen van de offshore windmolenparken. Deze structuren worden door veel exoten, waaronder het Venstermosdiertje, gebruikt als 'stapstenen' om zich verder te kunnen verspreiden [5,10].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De mosdiertjes kunnen zich naast de aanhechting aan bv. plastic of wier, eveneens verspreiden via biofouling of aangroei op scheepsrompen [5,9,10].

De gevoeligheid van de soort aan omgevingsomstandigheden, zoals saliniteit en temperatuur, is nog niet onderzocht. Het is dus niet geweten of de soort zich ook zou kunnen vestigen in regio's met een kouder of tropisch klimaat.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Door de aanhechting van ventersmosdiertjes aan scheepsrompen kunnen schepen meer weerstand ervaren tijdens het varen, wat tevens het brandstofverbruik doet toenemen. Dit heeft economische gevolgen en de verwijdering van biofouling is zeer intensief werk [11]. Voor deze specifieke soort zal het effect van biofouling wellicht gering zijn tegenover andere soorten – zoals mossels en oesters – door de eerder kleine omvang van het organisme. Echter, intensieve studies over het effect van de soort als biofouler werden nog niet uitgevoerd [5].

Specifieke kenmerken

Een individueel mosdiertje binnen een kolonie wordt een zoöid genoemd en bestaat uit een cystide en een polypide. De cystide is de harde buitenste laag. De polypide bestaat uit de lofofoor en het viscera. Het lofofoor kan weer ingetrokken worden en bij sommige soorten zit er dan een operculum over. De cilia op de tentakels zorgen voor een stroming dat voedsel naar de mond brengt [12].

Bryozoa zijn hermafrodiet (tweeslachtig). De larven zijn positief fototaxis en zwemmen naar het licht toe. Later worden ze negatief fototaxis en zwemmen naar de bodem, waar ze zich vasthechten. Eens ze daar zijn, bepalen de chemische stoffen in het water of het een geschikte spot is om te blijven. Als dat het geval is wordt er een klevend materiaal afgescheiden. Hierna wordt de larve een ancestrula en begint deze een nieuwe kolonie. De ancestrula ontstaat door seksuele voortplanting, maar de kolonie die daaruit voortkomt ontstaat door aseksuele voortplanting [12,13].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Fenestrulina delicia* Winston, Hayward & Craig, 2000. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=408266 (2024-10-18).

[2] Faasse, M.; van Moorsel, G.; Tempelman, D. (2013). Moss animals of the dutch part of the north sea and coastal waters of the Netherlands (Bryozoa). Ned. Faunist. Meded. 41: 1-14. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302003]

[3] Verhaeghe, F. (2010). Het mosdiertje *Fenestrulina delicia* (Winston, Hayward & Craig, 2000) voor het eerst aangespoeld aan de Belgische kust, 29 december 2009, Lombardsijde. De Strandvlo 30(2): 36-38. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=198512]

[4] De Blauwe, H. (2009). Mosdiertjes van de Zuidelijke bocht van de Noordzee: Determinatiewerk voor België en Nederland. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-90-812-9003-6. 445 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=138282]

[5] De Blauwe, H.; Kind, B.; Kuhlenkamp, R.; Cuperus, J.; van der Weide, B.; Kerckhof, F. (2014). Recent observations of the introduced *Fenestrulina delicia* Winston, Hayward & Craig, 2000 (Bryozoa) in Western Europe. Studi Trent. Sci. Nat. 94: 45-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=240414]

[6] Degraer, S.; Brabant, R.; Rumes, B.; Vigin, L. (Ed.) (2022). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Getting ready for offshore wind farm expansion in the North Sea. Memoirs on the Marine Environment. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management: Brussels. ISBN 978-9-0732-4267-8. 106 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=362156]

[7] Wasson, B.; De Blauwe, H. (2014). Two new records of cheilostome Bryozoa from British waters. Marine Biodiversity Records 7: e123. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=242784]

[8] Collin, S.B.; Tweddle, J.F.; Shucksmith, R.J. (2015). Rapid assessment of marine non-native species in the Shetland Islands, Scotland. Bioinvasions Rec. 4(3): 147-155. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301873]

[9] Wijsman, J.W.M.; Smaal, A.C. (2006). Risk analysis of mussels transfer. IMARES Wageningen Report, C044/06. Wageningen UR. IMARES: Ijmuiden. 103 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=244138]

[10] Kerckhof, F.; Norro, A.; Jacques, T.; Degraer, S. (2009). Early colonisation of a concrete offshore windmill foundation by marine biofouling on the Thornton Bank (southern North Sea), in: Degraer, S. et al. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring. Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Unit/Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Brussel: pp. 39-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142997]

[11] Fitridge, I.; Dempster, T.; Guenther, J.; de Nys, R. (2012). The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. Biofouling 28(7): 649-669. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302004]

[12] Brusca, R.C.; Brusca, G.J. (2003). Invertebrates. Second Edition. Sinauer Associates, Inc.: Sunderland, Massachusetts. ISBN 0–87893–097–3. xix, 936 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301874]

[13] Ramel, G. (2012). The Phylum Ectoprocta (Bryozoa). https://www.earthlife.net/inverts/bryozoa.html (2017-05-22).

Pacificincola perforata

Pacifisch mosdiertje

© Ad Aleman

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Pacificincola perforata (Okada & Mawatari, 1937) [1]

Het Pacifisch mosdiertje *Pacificincola perforata* komt van nature voor in de **Zuid- en Oost Chinese Zee**. De soort werd allicht in Europea geïntroduceerd via de **import van Japanse oesters**. In **2016** werd het mosdiertje voor de eerste maal gesignaleerd in de Oostendse Spuikom. Tot op heden blijft de Spuikom de enige plaats in België waar de soort aangetroffen werd. De soort zich kan vasthechten aan diverse types substraat en is een gekend aangroeiorganisme in zijn oorsprongsregio.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Pacifisch mosdiertje komt van nature voor in de Indo-West-Pacifische regio rond Japan, Hong-Kong en Zuid-China (Zuid- en Oost-Chinese Zee) [4].

Eerste waarneming in België

Het Pacifisch mosdiertje werd voor de eerste maal waargenomen in de Oostendse Spuikom op 14 juli 2016 [2].

Verspreiding in België

Na de eerste waarnemingen in 2016 werd de soort meermaals aangetroffen in de Oostendse Spuikom [2]. Daar werd het mosdiertje initieel aangetroffen op harde substraten (bv. binnenkant mosselklep) en later (sinds 2021) ook op het eveneens niet-inheemse Japans bessenwier *Sargassum muticum* [2]. Echter, de kolonievorm op het Japans bessenwier en de stekels op een deel van de broedkamers bleken ongewoon voor *Pacificincola* (soms vijf stekels per broedkamer en vaak ongebruikelijk vertakt) [3], waardoor er twijfel ontstond over de soortidentificatie (zie ook '**Specifieke kenmerken**'). Intussen werd aan de hand van DNA-onderzoek bevestigd dat het wel degelijk om dezelfde soort gaat [3].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van het Pacifisch mosdiertje vond plaats in 2001 in de Baai van Arcachon (Frankrijk) [4]. Drie jaar later, in 2004, werd in de Oosterschelde de eerste kolonie gesignaleerd op Nederlandse bodem, verzameld op lege mosselschelpen [4]. In 2006 was het reeds de algemeenste soort op keien bij Yerseke, en verspreide zich daarna over de volledige Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer [5,6]. Tot dan waren alle aangetroffen kolonies vastgehecht op hard substraat (schelpen, stenen) en werd geen melding gemaakt van stekels op de broedkamers. Pas in 2016 werden de mosdiertjes voor het eerst aangetroffen op Japans bessenwier (aangespoeld op het strand).

Wijze van introductie

Opvallend is dat de waarnemingen in Europa steeds in de nabijheid van aquacultuur-activiteiten plaatsvinden, hetgeen maakt dat de introductie (zowel primair als secundair) via import van Japanse oesters (*Crassostrea/Magallana gigas*) de meest plausibele verklaring vormt [4]. Daarnaast werd *Escharella hozawai* (Okada, 1929), mogelijks dezelfde soort als het Pacifisch mosdiertje (zie ook '**Specifieke kenmerken**'), aangetroffen ter hoogte van

Hawai en de Noord-Amerikaanse westkust op afval in zee (plastic, glasvezel) ten gevolge van de tsunami in Japan op 11 maart 2011 [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Op basis van de milieuomstandigheden in de regio's waar de soort zich heeft gevestigd, kan worden geconcludeerd dat het Pacifisch mosdiertje kan gedijen bij een oppervlaktewatertemperatuur tussen 1 en 30°C, en zoutgehaltes van 22 tot 35,6 psu [10-13]. Mogelijks reikt de tolerantierange nog verder, maar dit werd nog niet als dusdanig onderzocht.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Doordat de soort zich kan vasthechten aan diverse types substraat en het een gekend aangroeiorganisme is in zijn oorsprongsregio [8], in combinatie met de tolerantie voor diverse milieuomstandigheden, wordt verwacht dat de soort zich snel kan verspreiden langsheen de Atlantische kust van Europa [4].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In de kustwateren van de Zuid-Chinese Zee is het Pacifisch mosdiertje één van de meest voorkomende aangroeiende mosdiertjes (Bryozoa) [8]. De kolonies vestigen zich op 'kale' ondergronden (bv. schelpen, stenen, boeien en visnetten) en wieren die bedekt zijn met een biofilm van bacteriën. Ze kunnen zich snel over het oppervlak uitbreiden en kunnen zo concurreren met andere mosdiertjes en sessiele organismen op het vlak van ruimte [4,9]. Er is vooralsnog geen economische impact vastgesteld of te verwachten [9].

Specifieke kenmerken

Het Pacifisch mosdiertje vormt korstvormende kolonies. De soort is in staat om rechtopstaande groei te ontwikkelen. De kolonies hebben een grijswitte, geelwitte of gele kleur. De zooïden zijn langwerpig ovaal of hoekig en meten om en bij 0,62 x 0,28 mm [4]. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt doorverwezen naar de gespecialiseerde literatuur [4].

Het Pacifisch mosdiertje onderscheidt zich van *Escharella hozawai* (Okada, 1929) door de afwezigheid van stekels op de broedkamers (bij *Escharella hozawai* zijn er drie opvallende stekels aanwezig). Echter, in België en Nederland worden op Japans bessenwier kolonies aangetroffen die binnen eenzelfde kolonie broedkamers met als zonder stekels hebben. DNA-onderzoek bracht aan het licht dat beide types identiek zijn en de broedkamers

binnen dezelfde soort aanzienlijke morfologische variaties vertonen [3]. Indien dit wordt bevestigd door vervolgonderzoek, dan zou de naam van beide soorten gewijzigd moeten worden naar *Pacificincola hozawai* (Okada, 1929), omdat de oudste naam gebruikt dient te worden [3]. Het nut van de stekels is op heden nog niet gekend. Misschien houdt de groei van stekels verband met de beperkte oppervlakte op wieren waarop de korstvormige kolonies zich kunnen vasthechten, waarna de kolonie opgerichte geplooide tweelagige bladen vormt en waarbij de stekels mogelijks de andere laag op afstand willen houden om voldoende ruimte te hebben om hun eigen tentakelkrans uit te stulpen [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Pacificincola perforata* (Okada & Mawatari, 1937). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=408260 (2024-10-18).

[2] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394050]

[3] De Blauwe, H.; Gittenberger, A.; Kerckhof, F. (2024). Zijn *Pacificincola perforata* (Okada & Mawatari, 1937) en *Escharella hozawai* (Okada, 1929) (Bryozoa, Cheilostomatidae) dezelfde soort? De Strandvlo 44(2): 44-51. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394066]

[4] De Blauwe, H. (2006). On the taxonomy and distribution of the family Pacificincolidae Liu & Liu, 1999 (Bryozoa, Cheilostomata), with the description of a new genus. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 76: 139-145. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110685]

[5] Faasse, M.A.; van Moorsel, G.W.N.M.; Tempelman, D. (2013). Moss animals of the Dutch part of the North Sea and coastal waters of the Netherlands (Bryozoa). Ned. Faunist. Meded. 41: 1-14. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=302003]

[6] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Niemantsverdriet, P.; Schrieken, N.; D'Hont, A.; Stegenga, H. (2015). Soorteninventarisatie oesterputten en oesterpercelen. GiMaRIS Rapport, 2015(19). GiMaRIS: Leiden. 23 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395106]

[7] McCuller, M.I.; Carlton, J. (2018). Transoceanic rafting of Bryozoa (Cyclostomata, Cheilostomata, and Ctenostomata) across the North Pacific Ocean on Japanese tsunami marine debris. Aquat. Invasions 13(1): 137-162. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395108]

[8] Liu, H.; Liu, H. (1999). Systematic position of *Mucronella perforata* Okada et Mawatari 1937. Chin. J. Oceanol. Limnol. 17(4): 338-343. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=79941]

[9] Nederlands soortenregister – Overzicht van de Nederlandse biodiversiteit. Pacifisch mosdiertje *Pacificincola perforata*. https://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=173010&cat=162 (2024-09-03)

[10] Deborde, J.; Anschutz, P.; Auby, I.; Glé, C.; Commarieu, M.-V.; Maurer, D.; Lecroart, P.; Abril, G. (2008). Role of tidal pumping on nutrient cycling in a temperate lagoon (Arcachon Bay, France). Mar. Chem. 109(1-2): 98-114. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395111]

[11] Maarse, M.; Kleissen, F.; Nolte, A. (2021). Klimaatrobuustheid van het waterbeheer van het Verse Meer: Houdbaarheid in het licht van klimaatverandering. Rijkswaterstaat Water Verkeer en Leefomgeving: Utrecht. 81 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395115]

[12] https://www.vliz.be/spuikom/metingen (2024-09-03)

[13] Nemesis. *Pacificincola perforata*. https://invasions.si.edu/nemesis/jtmd/species_summary/Pacificincola%20perforata (2024-09-03)

Tricellaria inopinata

Onverwacht mosdiertje

© René van Outryve

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam

Tricellaria inopinata d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985 [1]

De soortnaam '*inopinata*' betekent 'onverwacht', wat de Nederlandse naam verklaart. Dit mosdiertje werd zo genoemd omdat het ineens opdook in Venetië, terwijl in heel het Middellandse Zeegebied tot in 1985 nooit een soort van dit genus werd waargenomen [2].

De **westkust van Noord-Amerika** is vermoedelijk het oorspronkelijke verspreidingsgebied van het Onverwacht mosdiertje *Tricellaria inopinata*. Via transport op **scheepsrompen en/of schelpdierenimport** kwam de soort naar Europa. Dit mosdiertje werd voor de eerste keer in Belgische wateren waargenomen in **2000**, in de jachthavens van Blankenberge en Oostende. Sindsdien is het een heel algemene soort in de (jacht)havens van België en Europa in het algemeen. Hier en daar breidt de populatie zich uit buiten de havens, waardoor het af en toe ook te vinden is op aangespoelde wieren en plastic op het strand.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Onverwacht mosdiertje komt oorspronkelijk voor langs de Noord-Amerikaanse westkust [3]. Deze soort hecht zich vast aan allerhande objecten, zoals stukken hout, wanden van dokken, scheepsrompen of touwen, maar ook op andere organismen zoals wieren of mosselschelpen [4].

Eerste waarneming in België

In Nederland werd het Onverwacht mosdiertje voor het eerst opgemerkt in augustus 2000. Als reactie hierop werden heel wat kusten en jachthavens – van Noord-Spanje tot Nederland – afgespeurd op zoek naar deze exoot. Dit leverde in oktober 2000 onder andere de eerste waarnemingen op voor België, namelijk in de jachthavens van Blankenberge en Oostende. Toen werd telkens slechts één kolonie gevonden [5].

Verspreiding in België

Na het vinden van de eerste kolonies van het Onverwacht mosdiertje in oktober 2000, werden op dezelfde locaties in 2001 geen exemplaren meer aangetroffen. Waarschijnlijk overleefde de soort op deze plaats de winter niet. In september 2001 spoelden enkele kolonies aan op het strand tussen Oostende en Blankenberge, vermoedelijk afkomstig uit het Engels Kanaal. In november van datzelfde jaar werden kolonies gevonden in de jachthaven van Zeebrugge. Dit zijn nakomelingen van kolonies die op de romp van pleziervaartuigen in de haven geïntroduceerd werden [5,6]. Momenteel wordt dit mosdiertje beschouwd als een algemene soort in de kustjachthavens van België, maar ook op aanspoelsels in de vloedlijn op het strand [7].

Verspreiding in onze buurlanden

Het Onverwacht mosdiertje heeft vanuit de Noord-Amerikaanse westkust zijn areaal onder andere uitgebreid naar Japan en Nieuw-Zeeland. Uiteindelijk is deze exoot in de Middellandse Zee beland, waar de soort voor het eerst werd beschreven aan de hand van exemplaren gevonden in Venetië (1985) [3].

Langs de Noordoost-Atlantische kusten werd dit mosdiertje voor het eerst aangetroffen in 1996 in Galicië (Noord-Spanje) [8]. Kort daarna, in 1998, vond men de soort ook in Poole Harbour (Zuid-Engelse kust) [9]. In 2006 werd de soort tevens gerapporteerd uit Schotland [10,11].

In Nederland werd de eerste kolonie in 2000 gevonden in het Goesse Meer (Zeeland), waar bleek dat het er al het meest algemene mosdiertje was. Dit deed vermoeden dat de vestiging al had plaatsgevonden in 1999 [5]. Vervolgens werd een monitorproject opgezet in zowel Frankrijk, Nederland als België. Dit leverde voor elk van deze landen de eerste waarnemingen van deze exoot op. Momenteel is het Onverwacht mosdiertje de havens van Europa in een ijltempo aan het koloniseren en wordt het er meestal beschouwd als een algemene soort [4,7,12].

Onlangs werd het mosdiertje ook gesignaleerd aan de oostkust van Noord-Amerika [13].

Wijze van introductie

De primaire introductie gebeurde door de vasthechting aan schepen [4] en/of schelpdierenimport [14]. In onze contreien speelt daarnaast ook het transport via pleziervaartuigen een voorname rol [4].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De lage eisen op het vlak van ondergrond spelen zeker en vast een grote rol in het succes van het Onverwacht mosdiertje. De vasthechting op schepen, drijvende voorwerpen of wieren zorgt ervoor dat exemplaren van deze soort snel nieuwe streken bereiken en over grote afstanden kunnen verspreid worden [4].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Dit mosdiertje kan overleven in een breed scala aan temperaturen, en kan zich reproduceren bij temperaturen van 8,6 tot 16,7 °C [10]. De soort heeft ook een aanzienlijke tolerantie wat zoutgehalte betreft, gaande van 20 psu (brakwater) tot 35 psu (zoutwater) [9]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

De door de klimaatverandering gestuurde stijging in watertemperatuur zal allicht een verdere noordwaartse verspreiding van het Onverwacht mosdiertje, richting de zuidelijke en westelijke kustgebieden van Noorwegen, in de hand werken. Toch zal het niet in gebieden voorkomen waar het zoutgehalte minder dan 26 psu bedraagt (bv. centraal en oostelijke Baltische zee) en waar de temperatuur zakt beneden 2 °C tijdens de wintermaanden [10].

Zowel het Vogelkopmosdiertje *Bugulina stolonifera* als het Onverwacht mosdiertje *Tricellaria inopinata* kennen een grote opgang in onze havens. Er wordt echter opgemerkt dat het Vogelkopmosdiertje telkens in aantallen afneemt eens het Onverwacht mosdiertje geïntroduceerd is. Dit komt doordat het Onverwacht mosdiertje een grotere tolerantie heeft voor verschillen in temperatuur- en zoutgehaltes en zo in competitie treedt met andere

mosdiertjes voor ruimte. Het Vogelkopmosdiertje gedijt wel goed in lagere zoutgehaltes, waardoor voorspeld wordt dat zijn verspreiding zal beperkt blijven tot waterlichamen met een lagere saliniteit en dat het Onverwacht mosdiertje zal domineren in havens [4].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Onverwacht mosdiertje vormt samen met andere mosdiertjes – maar ook met zeepokken, kokerwormen, zakpijpen en nog vele andere soorten – een aangroeigemeenschap van harde substraten in havens, inclusief scheepsrompen. Het verwijderen van deze fauna kost handenvol geld: de boten moeten uit het water gehesen worden en gereinigd worden onder hogedruk. Daarna volgt een behandeling met aangroeiwerende verf om de nieuwe vestiging van planten en dieren te voorkomen [15].

Van dit mosdiertje is weinig gekend betreffende de ecologische impact op andere soorten. Vermoedelijk zal vooral concurrentie voor plaats belangrijk zijn [14]. Studies hebben aangetoond dat het Onverwacht mosdiertje de inheemse mosdiertjes wegconcurreert. Ten eerste kan het Onverwacht mosdiertje vlot groeien over andere mosdiersoorten. Ten tweede kan de reproductie bij het Onverwacht mosdiertje vroeger gebeuren in vergelijking met de andere mosdiertjes (bv. *Bugulina*-soorten), waardoor de larven van dit mosdiertje zich al vroeger kunnen vestigen en uitgroeien. Op deze manier blijft er nog weinig ruimte over voor de larven van andere mosdiertjes. Op sommige plaatsen werd de reproductie van het Onverwacht mosdiertje zelfs gedurende het gehele jaar waargenomen, waardoor dit diertje heel snel dichte densiteiten kan vormen [10,16].

Specifieke kenmerken

Het Onverwacht mosdiertje behoort tot de mosdiertjes (Bryozoa). Mosdiertjes leven in kolonies. Deze zijn opgebouwd uit een groep individuen, zoïden genoemd, die met elkaar in verbinding staan. De koloniegrootte kan variëren van enkele tientallen tot zelfs miljoenen zoïden. Elke zoïde bestaat uit een beschermend omhulsel of zoöecium waarin zich een polypide of het 'lichaam' bevindt. Elk individu bestaat uit niet meer dan een zenuwknoop, een spierstelsel, een maag met een voedingskanaal en een tentakelkrans die de mond omgeeft. De polypide kan doorheen een opening in het beschermend omhulsel gedeeltelijk naar buiten komen om voedsel te vangen met behulp van de tentakels. Deze bevatten kleine trilharen die een waterstroom op gang brengen waardoor zwevende deeltjes naar de mondopening toestromen [7,17].

Een kolonie van het Onverwachte mosdiertje ziet eruit als een opgericht en vertakt struikje. Je kan ze het gemakkelijkst waarnemen in augustus en september, wanneer de kolonie op haar hoogtepunt is. De larven, die tijdens dit hoogtepunt in de waterkolom losgelaten worden, hebben slechts enkele uren om zich te settelen op een geschikt substraat, anders sterven ze. Na het vrijlaten van de larven sterven de oude kolonies grotendeels af. De pas

gesettelde kolonies groeien in het najaar en de winter slechts minimaal uit, wat ze in deze beginfase moeilijk waarneembaar maakt [7,14].

Bij de studie van mosdiertjes is een microscoop noodzakelijk. Onverwachte mosdiertjes hechten zich vast aan het substraat met wortelachtige structuren of rhizoïden. Kenmerkend voor deze soort is dat elke tak van een kolonie bestaat uit twee rijen van zoïden. Elke zoïde heeft drie stekels op de buitenste hoek, waarvan de dichtste bij de hoofdas meestal gevorkt is, en twee tot drie stekels op de binnenhoek. Deze mosdieren hebben ook een scutum (verbrede stekel) die vaak gelobd is als een elandgewei en grote driehoekige avicularia (zie tekening). Avicularia zijn individuen die niet instaan voor de voeding van de kolonie, maar die voorzien zijn van een dekseltje (operculum) waarmee ze in staat zijn een 'bijtbeweging' uit te voeren, ter bescherming van de kolonie [5,7].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=111254 (2024-10-18).

[2] Otten, B.G. (2001). Rectificatie: toch geen *Scrupocellaria reptans*. Het Zeepaard 61(6): 147-148. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=21226]

[3] Occhipinti-Ambrogi, A.; d'Hondt, J.L. (1992). The invasion ecology of *Tricellaria inopinata* into the lagoon of Venice: morphological notes on larva and ancestrula, in: Hayward, P.J. et al. Biology and Palaeobiology of Bryozoans: Proceedings of the 9th International Bryozoology Conference, School of Biological Sciences, University of Wales, Swansea, 1992. International Symposium Series, 9. International Symposium Series, 9. Olsen & Olsen: Swansea: pp. 139-144. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140811]

[4] De Blauwe, H.; Faasse, M. (2001). Extension of the range of the Bryozoans *Tricellaria inopinata* and Bugula simplex in the north-east Atlantic ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). Ned. Faunist. Meded. 14: 103-112. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19401]

[5] De Blauwe, H. (2002). Determinatie en verspreiding van *Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti Ambrogi (Bryozoa, Cheilostomatida), een recente immigrant uit het noorden van de Stille Oceaan. Het Zeepaard 62(3): 73-88. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=24927]

[6] De Blauwe, H. (2003). Aanvoer van zuidelijke soorten aan de Belgische kust in september 2001. De Strandvlo 23(1): 5-8. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=35262]

[7] De Blauwe, H. (2009). Mosdiertjes van de Zuidelijke bocht van de Noordzee: Determinatiewerk voor België en Nederland. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-90-812-9003-6. 445 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=138282]

[8] Fernandez Pulpeiro, E.-J.; César-Aldariz, J.; Reverter Gil, O. (2001). Sobre la presencia de *Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti Ambrogi 1985 (Bryozoa, Cheilostomatida) en el litoral gallego (N.O. España). Nova Acta Cient. Compostel. (Biol.) 11: 207-213. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140814]

[9] Dyrynda, P.E.J.; Fairall, V.R.; Occhipinti-Ambrogi, A.; d'Hondt, J.-L. (2000). The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. J. Nat. Hist. 34(10): 1993-2006. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139420]

[10] Cook, E.J.; Stehlikova, J.; Beveridge, C.M.; Burrows, M.T.; De Blauwe, H.; Faasse, M. (2013). Distribution of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata* in Scotland and a review of its European expansion. Aquat. Invasions 8(3): 281-288. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=246474]

[11] Beveridge, C.; Cook, E.J.; Brunner, L.; MacLeod, A.; Black, K.; Brown, C.; Manson, F.J. (2011). Initial response to the invasive carpet sea squirt, *Didemnum vexillum*, in Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report, 413. Heritage, S.N.: Perth. 23 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301878]

[12] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86(6): 1329-1337. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119308]

[13] Johnson, C.H.; Woollacott, R.M. (2015). Analyses with newly developed microsatellite markers elucidate the spread dynamics of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti-Ambrogi, 1985 - a recently established bryozoan along the New England seashore. Aquat. Invasions 10(2): 135-145. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301898]

[14] De Blauwe, H. (2009). Persoonlijke mededeling.

[15] Hedgepeth, J.W. (Ed.) (1952). Marine fouling and its prevention. Contributions of the Woods Hole Oceanographic Institution, U.S. Naval Institute: Annapolis, Maryland. ISBN: 978-1124111988. 388 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140668]

[16] Johnson, C.H.; Winston, J.E.; Woollacott, R.M. (2012). Western Atlantic introduction and persistence of the marine bryozoan *Tricellaria inopinata*. Aquat. Invasions 7(3): 295-303. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301895]

[17] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

Neteldieren

5

Aurelia coerulea

Aziatische oorkwal

© rock ptarmigan

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam
Aurelia coerulea von Lendenfeld, 1884 [1]

De Aziatische oorkwal *Aurelia coerulea* is hoogstwaarschijnlijk afkomstig uit de **noordwestelijke Stille Ocean**. De introductie in Europa heeft plaatsgevonden via **scheepvaart (ballastwater of aangroei) of schelpdierentransport**. De eerste waarneming op Belgisch grondgebied vond plaats in **2022** (haven van Oostende). Twee jaar eerder werd deze kwal al in Zeeland (Nederland) aangetroffen. De kwal komt vooral voor in lagunes, havens en halfingesloten brakwatersystemen. De soort kan op korte termijn hoge dichtheden vormen en kan zo veel dierlijk plankton wegvangen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het natuurlijk oorsprongsgebied van de Aziatische oorkwal is niet helemaal zeker, maar bevindt zich hoogstwaarschijnlijk in het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan (Japanse kust). Dit is o.a. gebaseerd op het feit dat de exemplaren rond Japan een hogere moleculaire diversiteit vertonen in vergelijking met andere regio's (Californië (VS), Australië en Europa) [2]. Vermoedelijk heeft de soort recent zijn natuurlijk verspreidingsgebied uitgebreid richting Korea, waar de soort voor 2000 ook niet werd aangetroffen [3]. Vast staat dat de voorkomens in Australië en Europa het gevolg zijn van antropogene introducties [2,3].

Eerste waarneming in België

In juli en augustus 2022 werden voor het eerst oorkwallen waargenomen in het Visserij- en Vuurtorendok in Oostende. Op zich niet geheel ongewoon, daar de oorkwal *Aurelia aurita* algemeen voorkomt langsheen de Belgische kust in de maanden mei tot juli. Maar na juli zijn deze kwallen normaal zo goed als verdwenen. Echter, in 2022 werden de oorkwallen waargenomen (in afnemende aantallen) tot 5 oktober [4]. DNA-onderzoek in Nederland, waar ze sinds 2020 een gelijkaardig fenomeen vaststellen, bevestigt dat het hier om een nieuwe exoot gaat: *Aurelia coerulea*, of de Aziatische oorkwal [5].

Verspreiding in België

Officiële waarnemingen zijn tot op heden beperkt tot de haven van Oostende [4], al doen recente strandmeldingen in 2023 langsheen de Midden- en Oostkust vermoeden dat de soort al wijdverspreider voorkomt [6].

Verspreiding in onze buurlanden

In juli 2020 werden grote groepen Aziatische oorkwallen aangetroffen in de grachten van de Nederlandse stad Middelburg [4]. Eenzelfde verschijnsel deed zich in juli 2021 voor in het Veerse Meer [7]. Niettegenstaande er een vermoeden heerste dat het om een nieuwe exoot ging duurde het tot 2023 vooraleer moleculair onderzoek hierover uitsluitsel kon geven, want morfologisch zijn beide oorkwallen niet te onderscheiden (cryptische soorten) [4,5]. Daarnaast is de Aziatische oorkwal ook via DNA-analyse bevestigd van Roscoff (Frankrijk) en Büsum (Duitsland) [4]. Verder kent de Aziatische oorkwal een gevestigd voorkomen in semi-ingesloten brakwatersystemen in het Middellandse Zeegebied [3,8-10].

Wijze van introductie

Op basis van de locaties van voorkomen kan gesteld worden dat de Aziatische oorkwal vermoedelijk in Europa geïntroduceerd werd via scheepvaart (ballastwater of aangroei) of via de import van schelpdieren (bv. de eveneens niet-inheemse Japanse oester *Crassostrea/ Magallana gigas*) voor aquacultuurdoeleinden [3,8].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De specifieke temperatuurs- en saliniteitsvereisten van de Aziatische oorkwal zijn niet goed gekend, maar vast staat dat ze in hoofdzaak voorkomen in lagunes, havens en halfingesloten brakwatersystemen met variabele temperatuur en saliniteit [11].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Er bestaat discussie over het natuurlijk verspreidingspotentieel van de Aziatische oorkwal, waarbij sommige studies ervan uitgaan dat deze kwal in staat zou zijn om occassioneel op natuurlijke wijze de Stille Oceaan over te steken. Echter, modellering van oceaanstromen en de levenscyclus van deze oorkwal, geeft aan dat populaties niet in staat zouden zijn om langdurige natuurlijke verspreiding over de Stille Oceaan naar Noord-Amerika te overleven [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Aziatische oorkwal kan zijn poliepstadium omzeilen en ephyrae (pasgevormde kwalletjes) rechtstreeks uit planula-larven produceren. Dit stelt hem in staat om op korte termijn hoge dichtheden te vormen. Samen met de invasieve Amerikaanse ribkwal *Mnemiopsis leidyi* kan de Aziatische oorkwal in de nazomer veel dierlijk plankton wegvangen en zo de normale planktonconcentraties verstoren [4,12]. Daarnaast kan hij een probleem vormen voor de visserij en verstoppingen veroorzaken in de koelwaterinlaat van kerncentrales [3,4].

De specifieke ecologische impact van deze soort is niet gekend omwille van de verwarring met inheemse cryptische soorten [11], maar competitie met inheemse oorkwallen, ribkwallen of suspensievoeders is aannemelijk [11,13].

Specifieke kenmerken

Volgroeide exemplaren zijn schijfvormig en hebben talrijke kleine witachtige tentakels ter hoogte van de '*bel margin*'. De schijf is ondoorzichtig wit tot bruinachtig roze. De medusae

kunnen een schijfdiameter bereiken van maximaal 260 mm [8,11]. De Aziatische oorkwal zou donkeroranje of bruinachtige ephyrae hebben, terwijl die bij de inheemse oorkwal wit zijn [4]. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt doorverwezen naar de literatuur [8].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Aurelia coerulea* von Lendenfeld, 1884. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=292506 (2024-10-18).

[2] Dawson, M.N.; Gupta, A.S.; England, M.H. (2005). Coupled biophysical global ocean model and molecular genetic analyses identify multiple introductions of cryptogenic species. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 102(34): 11968-11973. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394081]

[3] Ki, J.-S.; Hwang, D.-S.; Shin, K.; Yoon, W.D.; Lim, D.; Kang, Y.S.; Lee, Y.; Lee, J.-S. (2008). Recent moon jelly (*Aurelia* sp.1) blooms in Korean coastal waters suggest global expansion: examples inferred from mitochondrial COI and nuclear ITS-5.8S rDNA sequences. ICES J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 65(3): 443-452. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=214502]

[4] De Blauwe, H. (2023). De Aziatische oorkwal in Belgische en Nederlandse wateren. Natuurpunt. https://www.natuurpunt.be/nieuws/de-aziatische-oorkwal-belgische-en-nederlandse-wateren-20230628 (2024-02-08)

[5] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Faasse, M.; van Walraven, L.; Smolders, S.; Keeler Perez, H.; Gittenberger, E. (2023). Non-indigenous species dynamics in time and space within the coastal waters of the Netherlands. Diversity 15(6): 719. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=365105]

[6] waarnemingen.be. *Aurelia coerulea* von Lendenfeld, 1884. https://waarnemingen.be/species/1177732 (2024-05-22)

[7] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Faasse, M.A.; Keeler Perez, H.; Gittenberger, E. (2021). Native and non-native species of the Veerse Meer 2020 - 2021. GiMaRIS Rapport, 2021_07. Office for Risk Assessment and Research, Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority: Sassenheim. 153 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394080]

[8] Scorrano, S.; Aglieri, G.; Boero, F.; Dawson, M.N.; Piraino, S. (2017). Unmasking *Aurelia* species in the Mediterranean Sea: an integrative morphometric and molecular approach. Zool. J. Linn. Soc. 180(2): 243-267. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=292091]

[9] Scorrano, S. (2014). Impacts of *Aurelia* sp. 1 outbreaks in a Mediterranean coastal lagoon (Varano, SE Adriatic coast). PhD Thesis. Università degli Studi della Tuscia, Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche: Viterbo. 157 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394079]

[10] Belmonte, G.; Scirocco, T.; Denitto, F. (2011). Zooplankton composition in Lake Varano (Adriatic Sea coast, Italy). Ital. J. Zoolog. 78(3): 370-378. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394077]

[11] Nemesis. *Aurelia coerulea*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-265 (2024-02-08)

[12] Van Lente, I.; de Bruyne, R.; Gmelig Meyling, A.; Verkuil, J.; Postma, A.; Haarsma, M. (2023). Intens blauwe en nieuwe kwallen. Nature Today 6 august: online. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=31124 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394076]

[13] Riisgård, H.U.; Barth-Jensen, C.; Madsen, C. (2010). High abundance of the jellyfish *Aurelia aurita* excludes the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* to establish in a shallow cove (Kertinge Nor, Denmark). Aquat. Invasions 5(4): 347-356. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394075]

Calyptospadix cerulea

Berenvachtpoliep

© Leslie Harris - NHMLAC

Lector
Lies Vansteenbrugge

Wetenschappelijke naam

Calyptospadix cerulea Clarke, 1882 [1]

In het Spaans krijgt deze exoot bij de lokale bevolking uit Venezuela rond het Maracaibomeer ook wel de naam '*pelo de oso*', wat letterlijk 'vacht van een beer' betekent [2]. Vandaar dus de Nederlandse naam 'Berenvachtpoliep'.

De Berenvachtpoliep *Calyptospadix cerulea* heeft iets van een nobele onbekende. Het is niet zeker waar de soort oorspronkelijk voorkwam en hoe ze tot bij ons is geraakt. Het is misschien zelfs zo dat de soort hier altijd al geweest is, maar nog nooit eerder werd ontdekt. Deze poliep wordt bijgevolg getypeerd als **cryptogeen**. De Berenvachtpoliep komt hoofdzakelijk voor in brak water en is in België niet in zee terug te vinden. In **1962** werd dit neteldier voor de eerste keer in België waargenomen, in de Westerschelde.

Oorspronkelijke verspreiding

De Berenvachtpoliep is een cryptogene soort [3], dit wil zeggen dat het oorsprongsgebied van de soort onbekend is. Tegen 1950 werd hij zowel gevonden aan de Atlantische als Pacifische kust van de Verenigde Staten, rond India, Australië en West-Afrika [4]. Sommigen beschrijven deze soort als mogelijk inheems voor de estuaria in het noorden van de Indische Oceaan [5] of als kosmopoliet in tropische en gematigde wateren [6].

De soort komt voor in brakwater, tot enkele meters diep, waar het zich vasthecht op allerhande harde materialen en organismen zoals schelpdieren, algen, mosdiertjes en manteldieren [6].

Eerste waarneming in België

Het is niet duidelijk welke de vroegste waarneming van deze soort voor België is. In 1952 werd een poliep waargenomen in het brakwatergedeelte van de Westerschelde, nabij Doel, Lillo en Liefkenshoek. Deze observatie werd toen toegekend aan de soort *Bougainvillia ramosa* [7]. Een latere studie vermoedde echter dat het toen om de Berenvachtpoliep *Garveia franciscana* (nu *Calyptospadix cerulea*) ging [4], omdat wetenschappers tien jaar later op exact dezelfde locatie gevestigde populaties aantroffen van de Berenvachtpoliep, en niet van de andere soort. Men kan dit echter niet met zekerheid aantonen daar het materiaal uit 1952 niet werd bewaard. Daarom wordt 1962 aangehouden als de eerste officiële waarneming van deze soort in België [4].

Verspreiding in België

Zijn enige gekende verspreidingsgebied in België beperkt zich tot de Westerschelde. Hij werd hier nabij Doel en de Nederlands-Belgische grens tussen 2001 en 2005 regelmatig waargenomen [8].

Verspreiding in onze buurlanden

In 1920 vond men de eerste exemplaren van de Berenvachtpoliep in het zuidoosten van de Zuiderzee – het huidige IJsselmeer – in Nederland. Deze vondst werd – net zoals in België – aanvankelijk gedetermineerd als *Bougainvillia ramosa* [9], maar na een nieuwe determinatie werd besloten dat het om de Berenvachtpoliep ging [4]. Tot twee jaar na de afdamming van de Zuiderzee en de vorming van het IJsselmeer (1932) werd de soort er aangetroffen [4], daarna bleek die verdwenen. Deze poliep werd in 1958 ook gesignaleerd nabij Willemstad in het Hollands Diep ten noorden van Noord-Brabant [10] en in de daaropvolgende jaren in Hellevoetsluis in het Haringvliet [4]. Rapporten over de

aanwezigheid van de Berenvachtpoliep in de Oosterschelde [11] worden gecontesteerd [8]. De poliep is nog steeds in de Schelde aanwezig en werd tussen 2000 en 2005 ook aangetroffen in de Westerschelde, nabij de Nederlands-Belgische grens [8,12]. In 2004 werd ze aangetroffen bij Lauwersoog in het Nederlandse Waddengebied [13] en in 2010 in het Noordzeekanaal tussen Amsterdam en de Noordzee [8].

De Berenvachtpoliep komt vanaf 1946 voor in de monding van de Elbe in het westen van Duitsland [4] en sinds 1950 ook in de Baltische Zee [14]. Ook in de Adriatische Zee wordt deze poliep aangetroffen en dit sinds 1978 [6].

Wijze van introductie

De introductie in nieuwe gebieden vindt plaats via vasthechting van volwassen individuen aan scheepsrompen en transport van vrijlevende larven in het ballastwater [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Dit neteldier is niet kieskeurig wat betreft het substraat waarop het zich vasthecht. Dat kunnen artificiële oppervlakken in havens zijn of stenen, maar ook andere organismen zoals mosselen [6]. De soort doet het verder goed in de aanwezigheid van veel organisch materiaal [6].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Berenvachtpoliep kan water met zoutgehaltes verdragen tussen 3,5 psu (licht brak) en 35 psu (zeewater) [4], maar komt in natuurlijke omstandigheden enkel voor in brak water [15]. Zo is de verspreiding van de soort in Belgische wateren eveneens beperkt tot het brakke water van het Schelde-estuarium. De soort heeft een optimale groei tussen 9 en 34 °C [4], waardoor de poliep zowel in tropische als gematigde streken te vinden is [6].

Hoewel de Berenvachtpoliep een vastzittende levenswijze heeft, produceert deze soort vrijlevende larven. Zeestromingen of ballastwater kunnen de larven meevoeren en ze op deze manier verder verspreiden [4,5].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Berenvachtpoliep hecht zich vast aan scheepsrompen of andere infrastructuur, zoals ondergedompelde waterpompen. Dit kan leiden tot biologische corrosie van het materiaal, met economische schade als gevolg [2]. Ook zullen de brandstofkosten oplopen door de verhoogde weerstand die de aangroeigemeenschap op de scheepsrompen

met zich meebrengen. Aangroei kan wel voorkomen worden door het aanbrengen van aangroeiwerende verf, al heeft ook dit economische en vaak ook ecologische gevolgen [16]. Wanneer de aangroei manueel wordt verwijderd kunnen volwassen individuen hun eitjes reeds gelost hebben, waardoor ze zich alsnog hebben kunnen voortplanten. Daarom wordt aangeraden om de dieren frequent te verwijderen, zodat ze geen kans krijgen om oud genoeg te worden om zich voort te planten. Een wekelijkse of tweewekelijkse frequentie zou voldoende moeten zijn om de verspreiding van de meeste uitheemse soorten te voorkomen, maar is uiteraard zeer veel in vergelijking met de huidige reinigingsfrequentie van om en bij de één à twee maal per jaar. Verder wordt het best gereinigd in het gebied waar de aangroei vandaan komt, aangezien het afval van de schoonmaak eitjes kan bevatten die op hun beurt elders nieuwe aangroeiingen kunnen ontwikkelen [17].

Specifieke kenmerken

De Berenvachtpoliep vormt kolonies die een oranje tot bruingele kleur hebben. De kolonies kunnen 20 cm hoog worden en vertonen vele vertakkingen waarbij de hoofdsteel – ook de hydrocaulus genoemd – onvertakt is. Deze hydrocaulus is verbonden met een vasthechtingssysteem, de hydrorhiza, waarmee de kolonie zich aan vast substraat hecht. De zijtakken van de hydrocaulus worden ook hydrocladia genoemd en zijn op hun beurt vertakt met pediceli. Op het uiteinde van elke pedicel staat steeds één enkel poliepindividu, de hydranth. Alle hydranthen binnen één kolonie zijn ofwel vrouwelijk, ofwel mannelijk. Elke hydranth heeft een mond met daarrond acht tot twaalf tentakels. Vaak bevinden zich aan de hydrocaulus nog bolvormige aanhangsels, de voortplantingsorganen of gonoforen. Daarnaast zijn de hydrocladia omgeven door een dik omhulsel, de perisarc genoemd [6,15].

Op de tentakels van poliepen bevinden zich netelcellen of nematocysten. Deze dienen ter verdediging en om voedsel te verzamelen. Bij een kleine aanraking van de tentakels, wordt een opgewonden draad uit de netelcellen afgeschoten in de richting van de prooi. Deze draad is gevuld met verlammend gif [18].

In het verleden werd dit neteldier soms verward met de Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia*, eveneens een uitheems neteldier dat tevens een brede waaier aan zoutgehaltes verdraagt. Toch zijn beide soorten met het blote oog eenvoudig van elkaar te onderscheiden. Een kolonie van de Brakwaterpoliep is een stuk kleiner – slechts tot 10 cm – en is bovendien veel onregelmatiger van vorm. Daarenboven staan de tentakels bij de Brakwaterpoliep verspreid over het hele lichaam, terwijl ze bij de Berenvachtpoliep in een krans rond de mond staan [4].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Calyptospadix cerulea* Clarke, 1882. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=292221 (2024-10-18).

[2] De Rincon, O.; Morris, E. (2003). Studies on selectivity and establishment of “Pelo de Oso” (Garveia franciscana) on metallic and non-metallic materials submerged in Lake Maracaibo, Venezuela. Anti-Corros. Methods Mater. 50(1): 17-24. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=195964]

[3] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[4] Vervoort, W. (1964). Notes on the distribution of *Garveia franciscana* (Torrey, 1902) and Cordylophora caspia (Pallas, 1771) in the Netherlands. Zool. Meded. 39: 125-146. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110855]

[5] Cohen, A.N.; Carlton, J.T. (1995). Non indigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. NOAA: USA. 251 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117462]

[6] Morri, C. (1982). Sur la présence en Méditerranée de *Garveia franciscana* (Torrey 1902) (Cnidaria, Hydroida). Cah. Biol. Mar. 23(4): 381-391. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=63077]

[7] Leloup, E.; Konietzko, B. (1956). Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. Mémoires de l’Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 132. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel, Belgium. 100, 5 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26732]

[8] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[9] Funke, H.C. (1922). Hydroiden, in: Redeke, H.C. Flora en fauna der Zuiderzee: Monografie van een brakwatergebied. C. De Boer Jr.: Den Helder: pp. 185-210. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115198]

[10] Den Hartog, C. (1959). *Perigonimus megas*, een vergeten Brakwaterpoliep. Het Zeepaard 19(1): 10-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115242]

[11] Oosterbaan, A. (1985). Hydropoliepen (Hydroida). Tabellenserie van de Strandwerkgemeenschap (SWG), 27. Strandwerkgemeenschap: Leiden. 22 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=234734]

[12] Faasse, M.; Van Moorsel, G. (2003). The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and *Incisocalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquat. Ecol. 37(1): 13-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=34073]

[13] Tulp, A.W. (2010). Een vondst van *Pachycordyle navis* (Millard, 1959) en notities over enige andere poliepen. Het Zeepaard 70(2): 42-48. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=145562]

[14] Streftaris, N.; Zenetos, A.; Papathanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 43: 419-453. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75009]

[15] Schuchert, P. (2007). The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Filifera part 2. Rev. Suisse Zool. 114(2): 195-396. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206968]

[16] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[17] Neves, C.S.; Moreira da Rocha, R. (2008). Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 51(3): 623-633. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297322]

[18] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

Cordylophora caspia

Brakwaterpoliep

© Horia Galea

Lector
Lies Vansteenbrugge

Wetenschappelijke naam
Cordylophora caspia (Pallas, 1771) [1]

De Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia* komt voor in zowel zoet als brak water. Het oorsprongsgebied van de Brakwaterpoliep ligt rond de **Kaspische Zee en** de **Zwarte Zee**. Door zich vast te **hechten aan scheepsrompen en/of** aan **drijvend materiaal** (bv. plantenresten) heeft deze poliep via rivieren en kanalen de brakke wateren van West-Europa bereikt. De eerste Europese waarneming vond plaats langs de Zweedse kust, in 1814. In België werd dit neteldier voor de eerste keer waargenomen in **1905**, ter hoogte van Nieuwpoort.

Oorspronkelijke verspreiding

De Brakwaterpoliep *Cordylophora caspia* is afkomstig uit de regio van de Zwarte Zee en de Kaspische Zee [2].

Deze poliep gedijt in zowel zoet- als brakwater, zoals in estuaria, lagunes, rivieren, kanalen en meren. De soort verkiest schaduwrijke plaatsen en komt voornamelijk voor op een diepte van 0 tot 10 meter. Ze hechten zich vast op een harde ondergrond, zoals rotsen, houten planken, boten, schelpen en ondergedoken waterplanten [2-4].

Eerste waarneming in België

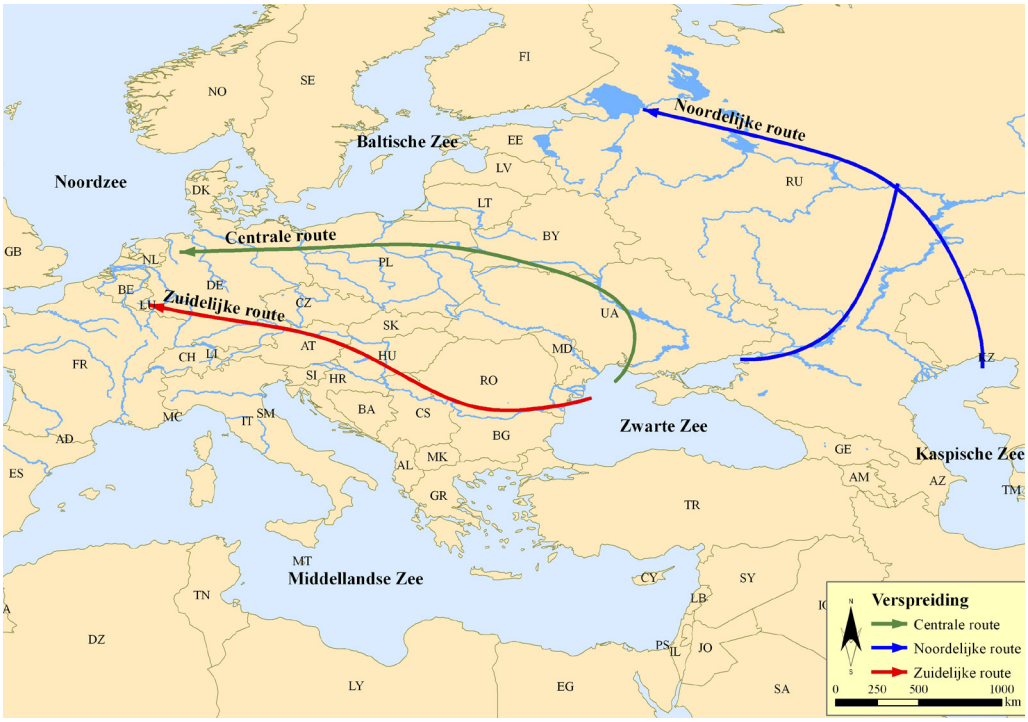
De eerste waarneming van de Brakwaterpoliep in België dateert van 1905, in Nieuwpoort. Daarbij werden meerdere kolonies met een hoogte van 5 cm teruggevonden. Deze bevonden zich op planken die reeds ruim twee maanden in de haven van Nieuwpoort dreven [5].

Verspreiding in België

In 1946 werd melding gemaakt van het voorkomen van de Brakwaterpoliep nabij Oostende [6]. Een boek uit 1952 vermeldt dat dit neteldier algemeen voorkomt in de brakke wateren langs de Noordzeekusten, waaronder die van België [3]. In 2002 en 2006 werd de soort gesignaleerd in respectievelijk de Dievegatkreek (Zwin) en nabij Nieuwpoort [7].

Verspreiding in onze buurlanden

De Brakwaterpoliep kon zich vanuit de Zwarte en Kaspische Zee tot West-Europa verspreiden via kanalen, meren en rivieren. Van daaruit werden drie verschillende routes gevolgd: een noordelijke, een centrale en een zuidelijke route [2] (**figuur 1**). Via de noordelijke route kwam de Brakwaterpoliep terecht in de Baltische Zee. Daar werd dit neteldier voor het eerst opgemerkt in 1816, ter hoogte van de Zweedse kust [8]. De migratie vanuit de Zwarte en Kaspische Zee naar het uiterste westen van Europa gebeurde voornamelijk via de centrale route [9]. Deze loopt via de rivieren en kanalen van Oekraïne en Polen naar het noorden van Duitsland [2], waar de Brakwaterpoliep in 1858 in de Elbe en in de wateren van de Duitse deelstaat Schleswig werd waargenomen [8]. Via de zuidelijke route verspreidden de poliepen zich via de rivieren en kanalen van Roemenië, Hongarije, Oostenrijk en Duitsland naar Nederland [2]. Daar werd de Brakwaterpoliep voor het eerst waargenomen in Amsterdam in 1874, meerbepaald in de Amstel [6]. In Nederland is de soort vandaag de dag wijdverspreid [4,10].



Figuur 1: Verspreiding van de Brakwaterpoliep vanuit het oorsprongsgebied naar Europa. © VLIZ, naar Bij de Vaate *et al.*, 2002 [2].

In Frankrijk werd de Brakwaterpoliep pas in 1901 waargenomen in het estuarium van de Loire, in het noordoosten van de Golf van Biskaje [11]. Tegen 1946 kwam de soort wereldwijd voor, onder andere ook in het Verenigd Koninkrijk, Egypte, de Verenigde Staten, Brazilië, Nieuw-Zeeland en China [6].

Wijze van introductie

De introductie van de Ponto-Kaspische soorten in Europese wateren werd sterk in de hand gewerkt door de aanleg van kanalen. Via deze kanalen kwam ondermeer de Kaspische slijkgarnaal ook in onze waterlopen terecht. De Brakwaterpoliep kan zich doorheen rivieren verspreiden door zich vast te hechten aan de romp van binnenvaartschepen, aan stukken hout of drijvende planten [2]. Anderzijds bestaat ook de mogelijkheid dat de soort geïmporteerd werd via het ballastwater van schepen, die opeenvolgend verschillende estuaria aandoen [3,12].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Brakwaterpoliep groeit en plant zich het best voort in brak water. Maar ook in zoet water en in water met een zoutgehalte tot 35 psu (zeewater) kan de soort leven en zich voortplanten. Een temperatuur tussen 10 en 28 °C is ideaal voor dit neteldier, maar het kan temperaturen tot 35 °C overleven. Ook vriestemperaturen tot -5 °C worden overwonnen via een ruststadium, door wetenschappers in het Engels ook wel '*menont*' genoemd. In dit ruststadium sterven de kolonies grotendeels af en trekken de weke delen zich terug in het beschermende omhulsel of 'perisarc' en kan de poliep niet groeien of zich voorplanten. Eenmaal de ongunstige omstandigheden voorbij zijn, bouwt de poliep zich terug op tot een volledig functioneel organisme [2,3,6,12].

Groei en voortplanting gebeurt enkel onder eutrofe condities. De rijke bemesting van de West-Europese landbouwgronden en de daarmee gepaard gaande afvoer van stikstof en fosfor naar de kanalen en rivieren, verklaart het succes van deze soort in onze streken [8]. De Brakwaterpoliep kan zich zowel seksueel als aseksueel voortplanten. Bij de seksuele voortplanting worden meerdere voortplantingsorganen of 'gonoforen' gevormd, met elk 6 tot 10 eieren. Sperma wordt in zee vrijgelaten en de eitjes worden bevrucht in de vrouwelijke gonoforen, waar de embryo's zich ontwikkelen tot planulae (larven) [13]. De aseksuele voortplanting gebeurt door knopvorming, waarbij kleine delen van de poliep zich gaan omvormen tot nieuwe individuen en afbreken van de ouderpoliep. Ook via verticale aftakkingen in het vasthechtingsorgaan – ook wel 'hydrorhiza' genoemd – ontstaan nieuwe poliepen [2].

De soort stelt geen specifieke eisen aan het type ondergrond of substraat waar het zich aan vasthecht. De enige voorwaarde is dat de ondergrond hard is [6].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Door zich aan een drijvende ondergrond (boot, drijvende plank, etc.) vast te hechten kan de Brakwaterpoliep gemakkelijk nieuwe gebieden bereiken [3]. Indien de poliep zich in het ruststadium bevindt, is hij bovendien bestand tegen droogte en extreme of sterk wisselende temperaturen [2]. Ook kan de poliep tijdens zijn ruststadium blijven kleven aan de poten en in de veren van watervogels en zo naar nieuwe gebieden getransporteerd worden [3].

Hoewel de Brakwaterpoliep een vastgehecht bestaan leidt, zijn de larven van deze soort vrijlevend en kunnen ze zich op deze wijze ver verspreiden via rivieren en kanalen. De larven ontwikkelen zich op het voortplantingsorgaan van de vrouwelijke poliep en kunnen vier tot vijf weken vrij rondzwerven in de waterkolom vooraleer ze zich vasthechten [2,8]. Als deze larven in het ballastwater van schepen terechtkomen, kunnen ze over grote afstanden getransporteerd worden. Dit laatste verklaart de wereldwijde, maar discontinue verspreiding van de Brakwaterpoliep [2].

Kolonies ontwikkelen goed in water met een zoutgehalte dat varieert van bijna zoet (0,3 psu) tot brak (10 psu), maar tolereren zelfs een range gaande van 0,08 psu tot 35 psu (zeewater), al zien de kolonies er dan minder gezond uit [6].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het is bekend dat dense kolonies van Brakwaterpoliepen de structuur van de bodem veranderen. Zo is er eventueel een impact te verwachten op de levensgemeenschappen van zowel de bodem als de waterkolom [14,15]. Sommige dieren vinden beschutting tegen predatoren of sterke stromingen tussen de opeengepakte kolonies en zullen bijgevolg meer succesvol worden. De dense kolonies nemen anderzijds veel suspensiemateriaal op, en ontnemen op deze wijze voedsel van inheemse soorten. Verder vormen de poliepkolonies zelf het voedsel van tal van andere dieren. Ook kunnen ze in concurrentie treden met inheemse soorten voor de ruimte op harde ondergrond.

In het algemeen verhindert de aanwezigheid van de Brakwaterpoliep en andere uitheemse soorten, voornamelijk uit de Ponto-Caspische regio, het herstel van inheemse soorten. Zo is gedurende de laatste dertig jaar de waterkwaliteit in de Rijn in Duitsland zich gestadig aan het herstellen, maar komt de oorspronkelijke soortensamenstelling niet terug door de aanwezigheid van uitheemse soorten [16].

De Brakwaterpoliep is de meest voorkomende aangroeisoort in het Antwerpse havengebied, waarbij het de nodige problemen veroorzaakt. Dit organisme kan namelijk de waterleidingen verstoppen van de havenbedrijven die koelwater oppompen uit de Schelde. Koelwaterinstallaties vormen een heel aantrekkelijke omgeving voor de Brakwaterpoliep: er is namelijk een constante toevoer van zuurstof en voedsel in de leidingen [17] en de predatiedruk is er beperkt [18]. Momenteel maken veel Antwerpse havenbedrijven gebruik van chloor om deze invasieve soort te bestrijden. Dit is echter niet eenvoudig: de Brakwaterpoliep betreft een taaie soort en kan zich na blootstelling aan de chloorbehandeling makkelijk opnieuw regenereren. Om zijn groei en voortplanting onder controle te houden moet het biocidegebruik regelmatig opnieuw worden uitgevoerd, echter zonder de huidige lozingsnormen te overschrijden. Een andere methode om de groei van de Brakwaterpoliep onder controle te houden is om ze sporadisch bloot te stellen aan warm water. Dit verandert namelijk de condities die net zo aantrekkelijk waren om zich er te vestigen, waardoor ze vrij gemakkelijk, zonder een groot risico voor de omgeving, kunnen verwijderd worden [19]. Juist omwille van zijn sterke resistentie, zal het wellicht niet mogelijk zijn om deze soort volledig uit te roeien in het havengebied [20].

Specifieke kenmerken

De Brakwaterpoliepen vormen kolonies en hebben een bruin- tot geelachtige kleur. De kolonies kunnen 10 cm hoog worden. De Brakwaterpoliep kan naargelang de omgeving variëren in vorm, grootte, aantal vertakkingen en het aantal voortplantingsorganen. Vooral het zoutgehalte, maar ook de temperatuur en het licht, spelen daarin een rol [2,3,6].

De hoofdsteel van een kolonie wordt ook de hydrocaulus genoemd. Deze hydrocaulus is verbonden met een vasthechtingssysteem, de hydrorhiza, waarmee de kolonie zich aan vast substraat hecht. De zijtakken van de hydrocaulus worden ook hydrocladia genoemd en zijn op hun beurt vertakt met pediceli. De hydrocladia zijn omgeven door een dik omhulsel, de perisarc. Op het uiteinde van elke pedicel staat steeds 1 enkel poliepindividu: de hydranth. Alle hydranthen binnen één kolonie zijn ofwel vrouwelijk, ofwel mannelijk. Elke hydranth heeft een mond met daarrond tentakels [21,22].

De Brakwaterpoliep kan op basis van een aantal kenmerken van andere poliepen onderscheiden worden. Zo vormt deze soort grote kolonies, waarbij de hydranth zich op het uiteinde van de zijtakken, de pediceli, bevindt. De tentakels staan ook verspreid over de volledige hydranth en zijn niet op één plaats gegroepeerd zoals bij vele andere soorten (o.a. de Berenvachtpoliep *Garveia franciscana*) [21].

Op de tentakels van de poliepen bevinden zich netelcellen (of 'nematocysten'). Ze worden gebruikt om zich te verdedigen en om voedsel te verzamelen. Bij een kleine aanraking van de tentakels, wordt een opgewonden draad uit de netelcellen afgeschoten richting de prooi. Deze draad is gevuld met verlammend gif [23].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=117428 (2024-10-18).

[2] Bij de Vaate, A.; Jazdzewski, K.; Ketelaars, H.A.M.; Gollasch, S.; van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(7): 1159-1174. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127047]

[3] Leloup, E. (1952). Coelentérés. Faune de Belgique. Institut royal des Sciences naturelles de Belgique: Brussels, Belgium. 283 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125914]

[4] Vervoort, W. (1964). Notes on the distribution of *Garveia franciscana* (Torrey, 1902) and *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) in the Netherlands. Zool. Meded. 39: 125-146. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110855]

[5] Loppens, K. (1905). Animaux marins vivant dans l'eau saumâtre. Ann. Soc. R. Zool. Malacol. Bel. 40: VII-VIII. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70032]

[6] Vervoort, W. (1946). Hydrozoa (C1): A. Hydropolypen. Fauna van Nederland, 14. A.W. Sijthoff's Uitgeversmaatschappij NV: Leiden, The Netherlands. 336 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=39507]

[7] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Brakwaterpoliep - *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). https://waarnemingen.be/soort/view/27067?waardplant=0&poly=1&from=2000-08-08&to=2018-08-08&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2018-08-08).

[8] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[9] Kinzelbach, R. (1995). Neozoans in European waters - exemplifying the worldwide process of invasion and species mixing. Experientia 51(5): 526-538. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206332]

[10] Van der Velde, G.; Nagelkerke, I.; Rajagopal, S.; Bij de Vaate, A. (2002). Invasions by alien species in inland freshwater bodies in western Europe: the Rhine Delta, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 360-672. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40616]

[11] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[12] Funke, H.C. (1922). Hydroiden, in: Redeke, H.C. Flora en fauna der Zuiderzee: Monografie van een brakwatergebied. C. De Boer Jr.: Den Helder: pp. 185-210. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115198]

[13] Gili, J.-M.; Hughes, R. (1995). The ecology of marine benthic hydroids. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 33: 351-426. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=123898]

[14] Olenin, S.; Leppäkoski, E. (1999). Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. Hydrobiologia 393: 233-243. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127049]

[15] Leppäkoski, E.; Gollasch, S.; Gruszka, P.; Ojaveer, H.; Olenin, S.; Panov, V. (2002). The Baltic: a sea of invaders. Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 59(7): 1175-1188. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=28743]

[16] Bernauer, D.; Jansen, W. (2006). Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River, Germany. Aquat. Invasions 1(2): 55-71. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300125]

[17] Boero, F. (1984). The ecology of marine hydroids and effects of environmental factors: a review. Mar. Ecol. 5: 93-118. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127052]

[18] Roos, P.J. (1979). Two-stage life cycle of a *Cordylophora* population in the Netherlands. Hydrobiologia 62(3): 231-239. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=127055]

[19] Folino-Rorem, N.C.; Indelicato, J. (2005). Controlling biofouling caused by the colonial hydroid *Cordylophora caspia*. Wat. Res. 39(12): 2731-2737. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300126]

[20] Verween, A. (2018). Persoonlijke mededeling.

[21] Hayward, P.J.; Ryland, J.S. (1995). Handbook of the marine fauna of North-West Europe. Oxford University Press: Oxford, UK. ISBN 0-19-854054-X. XI. 800 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=10501]

[22] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[23] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

Diadumene lineata

Groene golfbrekeranemoon

© Andrew Cohen - SFEI

Lector
Lies Vansteenbrugge

Wetenschappelijke naam
Diadumene lineata (Verrill, 1870) [1]

De Groene golfbrekeranemoon *Diadumene lineata* is een anemoon, een type bloemdier (Anthozoa), dat oorspronkelijk enkel terug te vinden was in de **noordwestelijke Stille Oceaan en rond Japan**. De anemoon zou tegen het einde van de 19e eeuw naar Europa gebracht zijn door middel van **vasthechting aan scheepsrompen of** door **aquacultuur** met kweekoesters. Pas in **1998** werd de Groene golfbrekeranemoon voor het eerst waargenomen langs onze kust, namelijk in de Spuikom van Oostende. De soort is goed bestand tegen wisselende omgevingsfactoren en kan zich razendsnel voortplanten.

Oorspronkelijke verspreiding

De Groene golfbrekeranemoon *Diadumene lineata* is een anemoon, een type bloemdier, dat oorspronkelijk enkel terug te vinden was in de noordwestelijke Stille Oceaan. Het oorspronkelijke verspreidingsgebied omvat onder andere China, Japan en Hongkong [2-4].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van golfbrekeranemoon in België dateert van 1998. Het eerste exemplaar werd in de Spuikom van Oostende gevonden [5].

Verspreiding in België

In 2003 was de Groene golfbrekeranemoon reeds op verschillende plaatsen in de Oostendse Spuikom talrijk aanwezig [6] en wordt er tot op heden gespot [7]. In september 2011 werd deze anemoon ook waargenomen in de jachthaven van Zeebrugge, en twee jaar later ook verder landinwaarts in de Zwaaikom en ter hoogte van de Herdersbrug in Dudzele) [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De Groene golfbrekeranemoon zou tegen het einde van de 19e eeuw naar Europa overgebracht zijn. De soort werd hier voor het eerst in 1896 waargenomen, in Plymouth (Verenigd Koninkrijk) [9]. Vandaag komt de soort algemeen voor in de brakke wateren van het Verenigd Koninkrijk [3].

In Nederland werd deze soort voor het eerst opgemerkt in 1912-1913 nabij de haven van Den Helder. De soort kon hier tot de jaren '30 waargenomen worden [10]. In 1968 en 1969 werd hij mogelijk aangetroffen in het Veerse Meer, nabij de Oosterschelde. Pas op 12 juni 1981 werd opnieuw melding gemaakt van deze exoot in Nederland, en dit maal op het Waddeneiland Texel. Later werd de soort ook op het nabijgelegen eiland Vlieland aangetroffen [11-13]. Momenteel is de soort wijdverspreid in de provincie Zeeland [14] en in de Westerschelde, bijna tot aan het Land van Saeftinghe [15].

In Duitsland werd slechts éénmaal een gevestigde populatie waargenomen, namelijk tussen 1920 en 1924 in Busum, ten noorden van het Elbe-estuarium. Deze drukbevaren regio kon nooit opnieuw gekoloniseerd worden. De reden die men hiervoor aanhaalt is het lage zoutgehalte van de regio. De Groene golfbrekeranemoon zou niet kunnen overleven in water met een zoutgehalte van slechts 12 psu. Ter vergelijking: het zeewater in de Noordzee heeft een zoutgehalte van 35 psu. Daar bovenop heeft de introductie van het

niet-inheemse Baksteenanemoontje *Diadumene cincta* in de Duitse kustwateren tijdens de jaren '20 mogelijk een rol gespeeld. Het Baksteenanemoontje bevolkt een gelijkaardige niche als de Groene golfbrekeranemoon en kan door zijn agressief gedrag de vestiging van andere anemoonsoorten bemoeilijken [16].

Wijze van introductie

Transport door vasthechting op scheepsrompen of de aquacultuur met Japanse kweekoesters *Crassostrea/Magallana gigas* heeft de Groene golfbrekeranemoon tegen het einde van de 19e eeuw naar Europa geleid [17]. De anemonen zouden het moeilijk hebben om zich rechtstreeks aan scheepsrompen te hechten. Ze kunnen zich echter makkelijk op en tussen schelpen van oesters vestigen, ook als deze zelf aan een scheepsromp bevestigd zijn. Tussen deze schelpen zitten ze bovendien relatief beschut en kunnen ze zich snel aseksueel voortplanten. Zo kan het dat één enkel exemplaar dat zich aan schelpen op een scheepsromp weet te hechten, verscheidene gebieden langs de vaarroute weet te koloniseren [16].

De Groene golfbrekeranemoon is in staat zijn voetschijf over het oppervlak te schuiven, waardoor de soort zich – zij het nogal traag – al kruipend kan verplaatsen. In sommige gevallen – bijvoorbeeld bij plotse vervuiling van het water – kunnen deze dieren zich volledig losmaken en al drijvend op zoek gaan naar een betere plaats om zich te settelen. Op deze manier kunnen ze makkelijk in contact komen met scheepsrompen in het water [18,19], die hun verdere verspreiding een duwtje in de rug geven.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort is goed bestand tegen wisselende omgevingsfactoren (saliniteit, temperatuur) en kan zich zowel seksueel als aseksueel snel voortplanten, waarbij ze zich bij aseksuele voortplanting kunnen vermeerderen via dwarsdeling [16]. Het voorkomen van de soort wordt vaak geassocieerd met mosselen en oesters [20], maar deze anemoon wordt ook waargenomen tussen stortsteen en blijkt zich ook vast te hechten op Zeesla *Ulvae* sp [8].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De verspreiding van mariene organismen is afhankelijk van hun fysiologische eigenschappen, omgevingsfactoren, hun dispersiepotentieel en ecologische interacties [21]. Lage zoutgehaltes (minder dan 12 psu) beperken de ontwikkeling van deze niet-inheemse anemoon en limiteren de verspreiding tot estuariene en mariene gebieden [11,18]. In sommige mariene gebieden kan de soort massaal voorkomen tot vrij hoog in de getijdenzone. In brak water kan de anemoon zich zelfs handhaven in gebieden waar het water tijdens eb sterk verzoet [15].

In de Baltische Zee heerst een saliniteitsgradiënt van 15 naar 3 psu naarmate men zich verder verwijdert van de Noordzee [22]. Dit vormt een barrière voor deze anemoon, die het liefst in zout water vertoeft (24 tot 34 psu). Bij een saliniteit van 7 psu kunnen zich niet langer aseksueel voortplanten. De soort zou zich dus wel kunnen verspreiden in het Skagerrak en Kattegat, maar niet verder oostwaarts [21]. De Noordzee, met een saliniteit van 35 psu, zou dus in theorie volledig te koloniseren zijn.

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Groene golfbrekeranemoon hecht zich aan mosselen en oesters. In kweekculturen kunnen deze weekdieren hinder ondervinden van de aanwezigheid van deze anemoon en als gevolg een lagere productiviteit hebben. Mogelijk heeft deze inwijkeling ook een invloed op inheemse anemonen. Van dit laatste zijn echter nog geen voorbeelden bekend [20].

Specifieke kenmerken

De Groene golfbrekeranemoon bestaat – in open of uitstaande toestand – uit een zuil of steel die aan de basis meestal donkergroen is met oranje lengtestrepen. Deze lengtestrepen kunnen bij sommige individuen echter afwezig zijn, wit zijn of samen met witte strepen voorkomen. Het bovendeel is lichtgroen en gaat over in de tentakels. De tentakels zijn langer dan de zuil, hebben een licht grijsgroene tot witte kleur en zijn soms voorzien van verspreide lichte vlekjes. De dieren kunnen tot 4 cm groot worden, al bereiken ze bij ons zelden deze afmetingen [12,18].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Diadumene lineata* (Verrill, 1869). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=395099 (2024-10-18).

[2] Stephenson, T.A. (2003). The British sea anemones [CD-ROM]. Pisces Conservation Ltd: Lymington. ISBN 1-904690-10-6. 1 cr-rom (text, plates). [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=73215]

[3] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[4] Cohen, A.N. (2011). The Exotics Guide: Non-native Marine Species of the North American Pacific Coast. Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. www.exoticsguide.org (2018-08-08).

[5] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[6] De Maersschalck, V. (2004). Een inventarisatie van de macrofauna van de Spuikom te Oostende: bijdrage tot een geïntegreerd beheer. MSc Thesis. Universiteit Gent, Vakgroep Biologie: Gent. 71 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=63805]

[7] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=394050]

[8] De Blauwe, H. (2013). Bijzondere vondsten - verslag nummer 4. De Strandvlo 33(4): 123-128. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=232637]

[9] Walton, C.L. (1908). Notes on some Sagartiidae and Zoanthidae from Plymouth. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 8: 207-214. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=128399]

[10] van Urk, R.M. (1956). *Diadumene luciae* (Verrill). Het Zeepaard 16(2): 28-29. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114451]

[11] Braber, L.; Broghouts, C.H. (1977). Distribution and ecology of Anthozoa in the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Hydrobiologia 52(1): 15-21. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=108970]

[12] Dekker, R. (1982). De zeeanemoon, *Haliplanella lineata* (Verrill), weer in Nederland. Het Zeepaard 42(5): 117-121. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117473]

[13] Faasse, M. (1996). *Diadumene luciae* (Verrill, 1869) en *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 bij de koelwateruitlaat te Borssele. Het Zeepaard 56: 73-75. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=138071]

[14] Faasse, M. (1997). Nieuwe vindplaatsen van de groene golfbrekeranemoon (*Diadumene luciae* Verrill, 1898). Het Zeepaard 57(4): 76-80. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207068]

[15] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling.

[16] Gollasch, S.; Riemann-Zürneck, K. (1996). Transoceanic dispersal of benthic macrofauna: *Haliplanella luciae* (Verrill, 1898) (Anthozoa, Actiniaria) found on a ship's hull in a shipyard dock in Hamburg Harbour, Germany. Helgol. Meeresunters. 50(2): 253-258. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=27137]

[17] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[18] Shick, J.M. (1991). A functional biology of sea anemones. Functional biology series. Chapman & Hall: London. ISBN 0-412-33150-0. xxi, 395 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=138245]

[19] Pax, F. (1920). Die aktinienfauna von Büsum. Schr. zool. Stat. Büsum Meeresk 5: 1-24. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=128811]

[20] Cohen, A.N. (2009). Guide to marine invaders in the Gulf of Maine: *Diadumene lineata* orange-striped anemone. . Salem Sound Coastwatch: Salem. 2 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207012]

[21] Podbielski, I.; Bock, C.; Lenz, M.; Melzner, F. (2016). Using the critical salinity (Scrit) concept to predict invasion potential of the anemone *Diadumene lineata* in the Baltic Sea. Mar. Biol. (Berl.) 163(227): 1-15. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300131]

[22] Sjöqvist, C.; Godhe, A.; Jonsson, P.R.; Sundqvist, L.; Kremp, A. (2015). Local adaptation and oceanographic connectivity patterns explain genetic differentiation of a marine diatom across the North Sea-Baltic Sea salinity gradient. Mol. Ecol. 24(11): 2871-2885. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300132]

Gonionemus vertens

Japanse kruiskwal

© Konstantin Novikov

Lector
Lies Vansteenbrugge

Wetenschappelijke naam
Gonionemus vertens A. Agassiz, 1862 [1]

De Japanse kruiskwal *Gonionemus vertens* is een uitheemse kwal die oorspronkelijk voor de **kusten van China en Japan** voorkwam. Ze heeft zich vooral via de **export van Japanse oesters en** de **scheepvaart** verspreid naar andere delen van de Stille Oceaan en Europa. Hoewel in Nederland gevestigde populaties voorkomen in Zeeland, werd de soort in België enkel waargenomen in de Spuikom van Oostende in **1946** en recent opnieuw op dezelfde plaats.

Oorspronkelijke verspreiding

De Japanse kruiskwal komt van oorsprong voor in het noordwesten van de Stille Oceaan, langs de kusten van China en Japan, hoewel door sommige auteurs ook de oostkust van Noord-Amerika als potentieel oorsprongsgebied naar voren werd geschoven [2-4]. De soort wordt tevens aangetroffen in de noordoostelijke Stille Oceaan, van de staat Washington tot de Aleoeten [3-5]. De soort komt niet voor in Arctische wateren en beperkt zich tot gematigde en warmgematigde klimaten [5]. Het is een strikte kustsoort, aangezien ze afhankelijk is van het voorkomen van zeegras- of algenbedden [3].

Eerste waarneming in België

De eerste melding van de aanwezigheid van Japanse kruiskwal in België dateert uit 1946. De kwal werd toen aangetroffen tijdens de late lente en zomer in de Spuikom van Oostende, tijdens een studie van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) naar mogelijke veranderingen in de fauna en flora van de Spuikom na het aanleggen van een afsluitdijk [6].

Verspreiding in België

De Japanse kruiskwal is niet waargenomen langs de Belgische kust, behalve in de Spuikom van Oostende. Bovendien werd ze daar sinds de eerste waarneming in 1946 niet meer geobserveerd, tot de lente van 2014 [7]. Na deze datum werd de soort hier nog occasioneel waargenomen [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De Japanse kruiskwal werd voor het eerst in Nederland waargenomen in juli 1960, in een kreek nabij Vlissingen [9]. Nadien werd ze opnieuw aangetroffen in juli 1976, dit keer in het Grevelingenmeer. De soort heeft zich er kunnen vestigen en de verspreiding is toegenomen met de uitbreiding van de plaatselijke zeegrasbedden. Ook in de haven van Goes, die in verbinding staat met de Oosterschelde, werd de kwal waargenomen, maar in de Oosterschelde zelf is ze waarschijnlijk niet aanwezig omwille van sterkere getijden en minder sterk ontwikkelde zeegrasbedden [4].

Waarnemingen zijn ook bekend uit kustgebieden van Engeland, Noorwegen, Zweden, Frankrijk, Duitsland en Ierland [6,9,10]. In Atlantisch Europa werd de kwal in de 19e eeuw waargenomen in Portugal. In 1913 werd ze waargenomen in Noordoost-Engeland. Wetenschappers merkten de kwal ook in het Oslofjord (Noorwegen) op, in 1921 [11]. In de Middellandse Zee komt de soort voor langs de kust van Frankrijk, maar vermoedelijk leeft

ze ook in de Adriatische Zee. In de jaren '10 werd ze immers teruggevonden in aquaria in Wenen, Praag en Berlijn, die bevoorraad waren met zeewater afkomstig uit het huidige Kroatië [3].

Wijze van introductie

Omdat de Japanse kruiskwal een strikte kustsoort is, kan ze zich onmogelijk op natuurlijke wijze verspreid hebben vanuit het oorspronkelijke leefgebied in de Stille Oceaan. Het *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES) stelt drie mogelijke manieren voor langs dewelke de kwal zich kan hebben verspreid, namelijk via ballastwater van schepen, door zich vast te hechten aan scheepsrompen of via introductie samen met organismen die voor aquacultuur bestemd waren [11,12]. Vooral het transport van uitheemse oestersoorten wordt in dit verband aangehaald. De Japanse kruiskwal zou zich via transport van Portugese oesters (*Crassostrea angulata*) van Portugal naar West-Europa verspreid hebben. Voordien zou ze al naar Europa getransporteerd zijn via de invoer van Japanse oesters (*Crassostrea/Magallana gigas*) vanuit Oost-Azië [5]. Het vasthechten gebeurt tijdens het poliepstadium van het dier. In dit stadium zijn neteldieren niet vrij levend, maar na een metamorfose worden ze volwassen kwallen die vrij rondzwemmen.

Transport over lange afstanden is mogelijk ook veroorzaakt door het vasthechten van de poliepen op scheepsrompen [13]. Dit zou één van de manieren kunnen zijn waarop de kwallen zich over kortere afstanden verspreiden, zoals in het Grevelingenmeer in Nederland. Vooral kleine recreatieve boten kunnen in ondiep water over zeegrasbedden varen en zo de kwallen over relatief korte afstanden verspreiden [4]. De volwassen kwallen kunnen zich waarschijnlijk ook via ballastwater verspreiden [14].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Japanse kruiskwal leeft van oorsprong in gematigde tot warmgematigde klimaten en kan dus perfect om met de heersende klimatologische omstandigheden in onze contreien [5]. De kwal is ook afhankelijk van de aanwezigheid van zeegras- of algenbedden. Ze kan dus goed gedijen tussen de algen van het genus *Ulva* in de Spuikom van Oostende [6].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het transport van Japanse en Europese oesters van hun oorspronkelijke leefgebieden naar West-Europa heeft de verspreiding van de Japanse kruiskwal hoogstwaarschijnlijk in de hand gewerkt [5]. Ook het toegenomen scheepvaartverkeer zou een verspreidingsvector kunnen vormen. Gevestigde populaties zouden zich bovendien ook op natuurlijke wijze, door het langzaam uitbreiden van hun verspreidingsgebied, kunnen verspreiden indien de lokale omstandigheden dit toelaten [15]. Deze natuurlijke verspreiding kan gehinderd

worden door een plotse verandering in saliniteit, zelfs wanneer deze slechts 1 à 2 psu bedraagt [16]. Het is voor de Japanse kruiskwal dus niet vanzelfsprekend om op natuurlijke wijze de Spuikom te bereiken, aangezien het zoutgehalte er sterk kan afwijken van dat van het naburige havenwater (30-35 psu in de Spuikom t.o.v. 0-35 psu in de haven) [17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Over mogelijke ecologische effecten van geïntroduceerde Japanse kruiskwallen is nauwelijks iets geweten. Het dier kan echter wel zwemmers en watersporters tot last zijn, aangezien het pijnlijk kan netelen. Er zijn gevallen bekend van relatief heftige reacties op een steek in het studiegebied. Het ging hier echter telkens om gevallen waarin het slachtoffer gevoelig is aan kwallensteken [4].

Om problemen zo veel mogelijk te vermijden, wordt aangeraden niet te zwemmen in water waar de aanwezigheid van de Japanse kruiskwal werd aangetoond, of zoals in de Spuikom, wetsuits te dragen en het afdrijven naar zones met *Ulva* te voorkomen. Het verwijderen van dichte vegetaties van zeewier en/of zeegrassen in recreatieve zones zou ook een effectieve maatregel zijn [14].

Specifieke kenmerken

Het kwalstadium van de Japanse kruiskwal is klein (tot 3 à 4 cm) en heeft een klokvormig scherm. De dieren zijn gemakkelijk herkenbaar aan de geelbruine tot oranjerode kruisvormige tekening vlak onder het scherm, waaraan ze hun naam ontlenen. Dit zijn de voortplantingsorganen. De kwal heeft een groot aantal tentakels die geknikt zijn door de aanwezigheid van hechtschijfjes [4,18].

Hoewel niet levensgevaarlijk kan een steek van de Japanse kruiskwal pijnlijk zijn. Na een steek kunnen krampen ontstaan, die een dag lang kunnen aanslepen. Er kan jeuk of prikkeling optreden en de huid kan rood verkleuren op de plaats van het netelen. In het Russische Verre Oosten zijn zelfs gevallen bekend van tijdelijke blind- en doofheid, hallucinaties en langdurige pijn tot zelfs de dood, maar in Europa is dit nog niet voorgekomen. Bovendien komen de meest ernstige problemen slechts voor bij mensen die erg gevoelig zijn aan het gif [4,7,14,15]. Bij een steek wordt aangeraden om de wonde niet met zoet water uit te spoelen, maar 96% ethanol te gebruiken, gevolgd door verdund ammoniak [4].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Gonionemus vertens* A. Agassiz, 1862. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=117768 (2024-10-18).

[2] Rodríguez, C.S.; Pujol, M.G.; Mianzan, H.W.; Genzano, G.N. (2014). First record of the invasive stinging medusa *Gonionemus vertens* in the southern hemisphere (Mar del Plata, Argentina). Lat. Am. J. Aquat. Res. 42(3): 653-657. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297326]

[3] Bakker, C. (1980). On the distribution of *Gonionemus vertens* A. Agassiz (Hydrozoa, Limnomedusae), a new species in the eelgrass beds of Lake Grevelingen (S.W. Netherlands). Hydrobiol. Bull. 14(3): 186-195. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=135719]

[4] Bakker, C. (1982). De kruiskwal - *Gonionemus vertens* A. Agassiz in de zeegrasvelden van het Grevelingenmeer, in: [s.d.]. Vita Marina Zeebiol. Doc. Holtedieren. Vita Marina Zeebiologische Dokumentatie: zeebiologie, zeeaquariologie, malacologie., 16. Holtedieren. Stichting Biologia Maritima: Den Haag: pp. 27-46. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=239211]

[5] Edwards, C.J. (1976). A study in erratic distribution: the occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. Adv. Mar. Biol. 14: 251-284. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=117002]

[6] Leloup, E. (1948). Contributions à l'étude de la faune belge: XVI. Présence de la Trachyméduse, *Gonionemus murbachi* Mayer, 1901, à la côte belge. Bull. Mus. royal d'Hist. Nat. Belg./Med. Kon. Natuurhist. Mus. Belg. 24(27): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=19842]

[7] Riebbels, G.; Vansteenbrugge, L. (2014). ILVO persbericht 140625: ILVO identificeert Japanse kruiskwal in de Spuikom te Oostende. http://www.vliz.be/docs/vlizine/15-06/ILVOpersbericht-140625_Japanse-Kruiskwal-Spuikom-Oostende.pdf (2014-06-25).

[8] Vansteenbrugge, L. (2019). Persoonlijke mededeling.

[9] Leentvaar, P. (1961). Two interesting invertebrates, *Limnadia lenticularis* (L.)(Crustacea Phyllopoda) and *Gonionemus vertens* A. Agassiz (Limnomedusae), found in the Netherlands. Zool. Meded. 37: 225-231. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297327]

[10] Naylor, M. (2007). Alien species in Swedish seas: Clinging jellyfish (*Gonionemus vertens*). Alien species in Swedish seas and coastal areas. Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet: Sweden. 4 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302995]

[11] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[12] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[13] Tambs-Lyche, H. (1964). *Gonionemus vertens* L. Agassiz (Limnomedusae) - a zoogeographical puzzle. Sarsia 15: 1-8. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206547]

[14] Yakovlev, Y.M.; Vaskovsky, V.E. (1993). The toxic Krestovik medusa (*Gonionemus vertens*). Biol. Morya/Mar. Biol. 5-6: 3-16. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239814]

[15] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[16] Mills, C.E. (1984). Density is altered in Hydromedusae and Ctenophores in response to changes in salinity. Biol. Bull. 166(1): 206-215. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297336]

[17] Mees, J.; Seys, J.; Haspeslagh, J. (Ed.) (2002). De Oostendse Spuikom: historiek, onderzoek en perspectieven. Relaas Spuikom Studiedag 8 december 2000 Duin en Zee (Oostende). VLIZ Special Publication, 8. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. 44 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=24880]

[18] Yerkes, R.M. (1902). A contribution to the physiology of the nervous system of medusa *Gonionemus murbachii*: Part 1. The sensory reaction of *Gonionemus*. Am. J. Physiol 6: 434-449. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239813]

Nemopsis bachei

Bache's knotsklokje

© Misjel Decleer

Lector
Lies Vansteenbrugge

Wetenschappelijke naam
Nemopsis bachei L. Agassiz, 1849 [1]

Bache's knotsklokje *Nemopsis bachei* kwam oorspronkelijk enkel voor langs de **Atlantische kust van Noord-Amerika**. Deze kwal heeft in de 19e eeuw allicht Europa bereikt via de vasthechting van de poliepjes op **scheepsrompen of** via transport van de kwalstadia of larven in **ballastwater**. Het feit dat Bache's knotsklokje in de voortplantingscyclus een (tijdelijk) kwalstadium heeft, laat de soort toe zich snel verder te verspreiden. De eerste waarnemingen van het kwalstadium van Bache's knotsklokje langs de Belgische kust dateren uit **1996**, in de haven van Zeebrugge.

Oorspronkelijke verspreiding

De meeste onderzoekers veronderstellen dat Bache's knotsklokje oorspronkelijk enkel voorkwam langs de Atlantische kust van Noord-Amerika. Deze soort werd ontdekt voor de kust van Massachusetts en komt daar momenteel voor van Woods Hole tot Florida [2,3], waarbij in sommige gebieden enkel een seizoenaal voorkomen wordt waargenomen [4]. Sommige wetenschappers stellen de Noord-Amerikaanse oostkust als oorsprongsgebied echter in vraag [5]. Het wordt als vreemd ervaren dat een diertje dat in zulke grote aantallen aanwezig is, pas zo laat ontdekt werd. Een mogelijke verklaring die hiervoor gegeven wordt betreft het feit dat het mariene onderzoek in deze gebieden indertijd eerder schaars was [6].

Eerste waarneming in België

Op 2 september 1996 werden in het Wielingdok en het Containerdok in de voorhaven van Zeebrugge voor het eerst exemplaren van het kwalstadium van Bache's knotsklokje waargenomen [4]. Het terugvinden van de poliepen bleek echter een veel moeilijkere opdracht. De kleine poliepen vallen enkel op bij een bepaalde lichtinval waardoor deze pas op 13 september 2002 voor de eerste maal werden waargenomen in de haven van Zeebrugge, waar ze zich hadden vastgehecht aan een stuk doorschijnend plastic folie [7].

Verspreiding in België

Bache's knotsklokje kan vrijwel overal langs de Belgische kust waargenomen worden [8]. De soort is talrijk aanwezig in het Verbindingsdok van de Zeebrugse achterhaven en kwam er waarschijnlijk terecht via zeewater dat ter hoogte van de zeesluis in het dok wordt gepompt. In het Oostendse havengebied en de Spuikom is Bache's knotsklokje ook algemeen verspreid [9]. Ook verder in zee – ter hoogte van het windmolenpark op de Thorntonbank – werd Bache's knotsklokje al gevonden [8,10].

De kwallen verschijnen in de waterkolom vanaf mei tot december, met piekdensiteiten in juni. De hoogste concentratie die tot op heden in België werd waargenomen betreft 23 knotsklokjes per m^3 water [9].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van Bache's knotsklokje in Europa vond plaats in Schotland, waar het in 1853 per vergissing, onder de naam *Nemopsis crucifera*, als een nieuwe soort voor de wetenschap werd beschreven. Bij een volgende waarneming in 1879 in Noorwegen werd deze fout opnieuw gemaakt. Dit keer werd Bache's knotsklokje er als *Nemopsis heteronema* gedoopt.

De eerste waarneming in Nederland dateert uit 1905 in de Zuiderzee [5,11,12]. In de zomer van 1993 werd deze kwal in de Oosterschelde gevonden en in september 1996 werd melding gemaakt van het voorkomen in Cadzand. In datzelfde jaar werd Bache's knotsklokje ook waargenomen nabij Neeltje Jans en in de Wetsterschelde, in de koelwaterinlaat van de kerncentrale van Borssele [4].

In Duitsland werd deze niet-inheemse soort in 1942 voor het eerst waargenomen nabij het eiland Helgoland [13]. Bache's knotsklokje zou zich van daaruit – met enkele tussenstappen langs de Nederlandse kust – tot in de zuidelijke Noordzee hebben kunnen verspreiden. In Frankrijk werd Bache's knotsklokje voor het eerst waargenomen in 1953, aan de Atlantische kust en in het estuarium van de Gironde.

In Nederland, Duitsland, Frankrijk en Noorwegen heeft deze soort zich ondertussen permanent gevestigd [14,15]. Bache's knotsklokje werd verder ook al waargenomen langs de westkust van Schotland [4].

Wijze van introductie

Poliepen hechten zich vaak vast op scheepsrompen en kunnen zich zo via scheepvaart verspreiden. De kwalstadia en de larven van Bache's knotsklokje kunnen eveneens meegevoerd worden in het ballastwater van schepen [4,14]. Wellicht is één van deze transportvectoren verantwoordelijk voor de primaire introductie in Europa. In theorie zou deze kwal tevens Europa kunnen hebben bereikt door mee te liften op gunstige oceaanstromingen (bv. de Golfstroom). Dit is echter de minst plausibele hypothese, daar ze nog nooit zijn waargenomen in de open oceaan [4].

De poliepen kunnen zich ook vasthechten aan drijvende voorwerpen zoals hout en plastic, en op deze manier nieuwe gebieden koloniseren [7]. Vastgehechte poliepen op commercieel geïmporteerde oesters kunnen eveneens de verspreiding bevorderen [4]. Aangezien Bache's knotsklokje vooral wordt gemeld in gebieden met een lager zoutgehalte – zoals riviermondingen en jachthavens – is de kans reëel dat pleziervaartuigen een voorname rol hebben gespeeld in de verdere secundaire (lokale) verspreiding [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Bache's knotsklokje kent een typisch voorkomen in kustgebieden en kan verschillende en wisselende omgevingscondities verdragen, zolang er voldoende voedsel voorhanden is [10]. De kwallen gedijen zowel in brak water, met een zoutgehalte van 10 psu, als in zout water van 45 psu. Er werd aangetoond dat ze zelfs extreme zoutgehaltes tot 75 psu kunnen verdragen [6,10]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Als de omgevingsomstandigheden tijdelijk ongunstig zijn om als kwal te overleven, kan het dier overleven als poliep [5].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Door de vorming van een kwalstadium (naast het sessiele poliepstadium) zou deze soort in principe in korte tijd via zeestromingen lange afstanden kunnen overbruggen [4]. De kwal is echter heel klein – gemiddeld 1,5 cm – wat het onwaarschijnlijk maakt dat hij al zwemmend grote afstanden kan afleggen [16]. Het feit dat poliepen zich aan scheepsrompen kunnen hechten werkt de verdere verspreiding eveneens in de hand (zie boven).

Effecten of potentiële effecten en maatregelen

De impact van deze soort op zijn omgeving is momenteel ongekend [15]. Watersporters of zwemmers hoeven zich echter niet ongerust te maken, daar de netelcellen van het Bache's knotsklokje (kwalstadium) de menselijke huid niet kunnen binnendringen [17].

Specifieke kenmerken

Bache's knotsklokje heeft zowel een kwalstadium als een poliepstadium, waarbij beiden elkaar afwisselen. Beide stadia komen voor in ondiepe zeeën, dicht bij de kust [4]. Het vrijzwemmende kwalstadium van Bache's knotsklokje is één van de stadia in de levenscyclus van de soort. Het zijn de vastzittende poliepen die deze kwallen voortbrengen, en de kwallen planten zich vervolgens geslachtelijk voort. Hierbij ontstaan vrijzwemmende larven, die zich na een bepaalde tijd vasthechten aan een geschikt substraat. Uit deze larven ontwikkelen zich dan weer poliepen, die voor de volgende generatie kwallen zorgen [5]. De kwallen van Bache's knotsklokje ontspringen aan de top van deze poliepen en niet op de steel zoals bij veel andere kwalvormende neteldieren [11].

Bache's knotsklokje heeft zijn naam te danken aan het klokvormige lichaam van de kwal en de aanwezigheid van twee knotsvormige tentakels. Deze twee tentakels ontwikkelen zich pas wanneer de kwalletjes een schermdiameter van 2,5 à 3 mm bereiken. De kwal blijft gedurende zijn volledige leven groeien en het aantal lange tentakels blijft tevens toenemen. Zo kan een kwal met een schermdiameter van 1,3 cm wel 30 tentakels tellen [7,18].

Bache's knotsklokje voedt zich vooral 's nachts, waarbij niet alleen (microscopisch) kleine kreeftachtigen gegeten worden, maar ook dinoflagellaten en de larven van kreeftachtigen [4,19]. Als hinderlaagroofdier blijft de kwal stationair wanneer die eet, waardoor de hoeveelheid voedsel die hij binnenkrijgt bijna volledig afhankelijk is van de beweging van de prooi [20].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=117348 (2024-10-18).

[2] Agassiz, L. (1850). Contributions to the natural history of the Acalephae of North America: I. On the naked-eyed Medusae of the shores of Massachusetts, in their perfect state of development; II. On the beroid Medusae of the shores of Massachusetts, in their perfect state of development, Memoirs of the American Academy of Arts and Sciences., IV(II). American Academy of Arts and Sciences: Boston: pp. 221-374, 16pl. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206079]

[3] Hargitt, C.W. (1901). Synopses of North-American Invertebrates. XIV. The Hydromedusae. Part III. Medusae. American Naturalist 35(415): 575-595. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206445]

[4] Dumoulin, E. (1997). Het invasieachtig voorkomen in de zuidelijke Noordzee van de hydromedusen *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849 en *Eucheilota maculata* Hartlaub, 1894 in augustus-september 1996 (met aanvullende data voor 1997) (Hydrozoa: Athecata, Thecata). De Strandvlo 17(4): 102-126. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=19195]

[5] Faasse, M.; Ates, R. (1998). Het kwalletje *Nemopsis bachei* (L. Agassiz, 1849), terug van (nooit?) weggeweest. Het Zeepaard 58(3): 72-81. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207308]

[6] Moore, D.R. (1962). Occurrence and distribution of *Nemopsis bachei* Agassiz (Hydrozoa) in the Northern Gulf of Mexico. Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb. 12(2): 399-402. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206265]

[7] De Blauwe, H. (2003). Ribkwallen (Ctenophora), schijfkwallen en medusevormende hydroïden (Cnidaria: Scyphozoa, Hydrozoa) te Zeebrugge, resultaten van 5 jaar waarnemingen (1999-2003). Hans De Blauwe: Belgium. 43, 37 figs. pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=41816]

[8] Van Ginderdeuren, K.; Fiers, F.; De Backer, A.; Vincx, M.; Hostens, K. (2012). Updating the zooplankton species list for the Belgian part of the North Sea. Belg. J. Zool. 142(1): 3-22. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=215782]

[9] Van Ginderdeuren, K. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Vansteenbrugge, L.; Van Regenmortel, T.; De Troch, M.; Vincx, M.; Hostens, K. (2015). Gelatinous zooplankton in the Belgian part of the North Sea and the adjacent Schelde estuary: Spatio-temporal distribution patterns and population dynamics. J. Sea Res. 97: 28-39. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=244594]

[11] Hartlaub, C. (1911). Craspedote Medusen. I. Teil. 2. Lief.: Familie III Margelidae, Nordisches Plankton: Zoologischer Teil: 6. Coelenterata. Reprinted ed. Nordisches Plankton., 6. von Lipsius & Tischer: Kiel: pp. 137-236. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206440]

[12] Tulp, A.S. (2002). Waarnemingen aan de hydromedusen *Nemopsis bachei* (L. Agassiz) en Eucheilota flevensis van Kampen Het Zeepaard 62(3): 89-96. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=24928]

[13] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[14] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[15] DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2018). Species Factsheet: *Nemopsis bachei*. http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53397# (2018-07-01).

[16] Vansteenbrugge, L. (2011). Persoonlijke mededeling.

[17] Dumoulin, E. (2011). Persoonlijke mededeling.

[18] Tiffon, Y. (1956). Recherches sur la faune de l'estuaire de la Gironde: 2. Présence de *Nemopsis bachei* (Agassiz) dans les eaux saumâtres de la Gironde (Anthomédusae). Vie Milieu (1980) 7: 550-553. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206417]

[19] Purcell, J.E.; Nemazie, D.A. (1992). Quantitative feeding ecology of the hydromedusan *Nemopsis bachei* in Chesapeake Bay. Mar. Biol. (Berl.) 113(2): 305-311. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206271]

[20] Frost, J.R.; Jacoby, C.A.; Youngbluth, M.J. (2010). Behavior of *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849 medusae in the presence of physical gradients and biological thin layers. Hydrobiologia 645(1): 97-111. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=198347]

Raderdieren

6

Keratella tropica

Tropisch puzzelraderdier

Lector
Micky Tackx

Wetenschappelijke naam
Keratella tropica (Apstein, 1907) [1]

Het Tropisch puzzelraderdier *Keratella tropica* is, zoals de meeste raderdiertjes, wijdverspreid. Het diertje is vooral gekend in **tropisch en subtropisch zoetwater**, maar gedijt in de zomer ook goed in gematigde streken. Dit raderdiertje is een vrijzwemmende soort die ook brak water tolereert. Via het transport met **ballastwater** van schepen doorheen kanalen **of** via **vogels** belandde deze soort in onze contreien. In België werd dit diertje voor het eerst waargenomen in **1974**, in het Donkmeer en in de Gentse Watersportbaan (Oost-Vlaanderen). Momenteel heeft deze soort de bovenloop van de Schelde en de Zeeschelde gekoloniseerd.

Oorspronkelijke verspreiding

In het zuiden van Frankrijk en Spanje is het Tropisch puzzelraderdier inheems [2]. De soort komt wereldwijd voor in tropisch en subtropisch zoetwater [3], maar kan tijdens de zomer ook gedijen in gematigde streken. Het is een vrijzwemmende soort die ook brak water tolereert [4].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van dit raderdiertje in België vond plaats in 1974, in het Donkmeer (Overmere) [5]. In datzelfde jaar werd het Tropisch puzzelraderdier ook aangetroffen in de Watersportbaan (Gent) [6].

Verspreiding in België

Wetenschappers meldden in 1983 dat het Tropisch puzzelraderdier in België een invasief karakter heeft tijdens hete zomers [7]. In de lente en zomer van 2002 werd de diversiteit van de raderdiertjes in het Schelde-estuarium specifiek onderzocht. Het Tropisch puzzelraderdier werd er toen waargenomen, telkens in juli en augustus, en veelal in de bovenloop van de Schelde tot Gent. Maar ook ter hoogte van Antwerpen – in het brak waterdeel van het estuarium – trof men enkele exemplaren van dit raderdiertje aan [4].

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland werd het voorkomen van dit raderdiertje voor het eerst gemeld in augustus 1959, toen het werd aangetroffen in de zoetwatergetijdenzone van de monding van de Rijn, ter hoogte van Biesbosch [8]. Later, in 1976 en 1977, werd deze soort opnieuw gesignaleerd in respectievelijk het Hollands Diep ten zuiden van Rotterdam en in de Reewijkse Plassen tussen Rotterdam en Amsterdam [6].

Dit raderdiertje komt ook voor in zoetwater in Frankrijk. In het zuiden van Frankrijk en Spanje is de soort echter inheems [2]. In Zuid-Frankrijk werd dit radardiertje gevonden in de provincies Landes en Gironde (in het zuidwesten) en in La Dombes (ten noorden van Lyon) [9]. Verder werd dit diertje tussen 1972-1975 en 1987-1988 door onderzoekers waargenomen in kunstmatige reservoirs verspreid over gans Spanje [10,11]. Ook in natuurlijke waterlichamen wordt deze soort aangetroffen [12]. Vandaag wordt dit diertje beschouwd als een algemene zoetwatersoort binnen Europa [4].

Wijze van introductie

De introductie gebeurde mogelijks via het ballastwater van schepen. Naast het internationaal transport kan ook het lokaal scheepvaartverkeer een rol hebben gespeeld in de verspreiding van deze exoot [13]. In het geval van de Schelde kan de introductie ook hebben plaatsgevonden via transport over de kanalen vanuit de Rijn of de Maas [4].

Watervogels – zoals de wilde eend – kunnen eveneens een rol spelen in de verspreiding van raderdiertjes, en dit op twee manieren. Enerzijds kunnen de rusteieren van raderdiertjes opgegeten worden en op een andere plaats – samen met de uitwerpselen – vrijkomen. Anderzijds kunnen de diertjes – of hun rusteieren – blijven kleven aan de poten of de veren van vogels en zo naar andere gebieden worden overgebracht [14]. De locaties waar het Tropisch puzzelraderdiertje gevonden werd, liggen op de migratieroutes van vogels die overwinteren in (sub)tropische gebieden en broeden in koude en gematigde streken [9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het transport via ballastwater van schepen of de verspreiding via migrerende vogels kan zorgen voor een snelle uitbreiding van het areaal van deze soort richting verschillende zoetwaterlichamen en estuaria [4,9]. Daarbovenop kan dit diertje zich snel op geslachtelijke en ongeslachtelijke wijze voortplanten, waardoor uit één enkel rustei een nieuwe populatie kan ontstaan [15].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Zoals de meeste raderdiertjes komt het Tropisch puzzelraderdier vooral voor in zoet water. De soort kan echter ook overleven in het brakke milieu. In de Schelde is dit diertje tot een zoutgehalte van 2,62 psu geobserveerd. Op het moment van zijn aanwezigheid varieerde de temperatuur er tussen 18,5 en 23,6 °C, eerder warme condities voor de Schelde. Deze soort is in onze streken enkel in de zomermaanden in grote aantallen te vinden of op plaatsen waar het water verwarmd wordt door warm koelwater [4,6,8]. De opwarming van de aarde werkt dan ook de ontwikkeling van deze soorten in onze regio's in de hand. Daarenboven blijkt dit raderdiertje goed te gedijen in voedselrijke omstandigheden, typisch voor estuaria zoals de Schelde [16, 17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In de zomermaanden, vooral in augustus, kan het Tropisch puzzelraderdiertje tot bijna 8% van de totale densiteit van alle raderdiertjes uitmaken in het Schelde-estuarium. Dit kan mogelijk een effect hebben op het voedselweb van het estuarium [4], hoewel daar nog geen bewijzen voor zijn.

Specifieke kenmerken

Raderdiertjes zijn micro-organismen, enkel te herkennen met behulp van een microscoop. Ze hebben een vooraan gelegen kop, een romp en een achteraan gelegen regio of voet. De kop draagt een gewimperde structuur, het raderorgaan of de corona, dat gebruikt wordt om zich te voeden, door partikels uit het water te filtreren, en om zich voort te bewegen. Te midden deze structuur bevindt zich de mond en net daarachter de mastax, een harde structuur die gebruikt wordt om de voedselpartikels te kauwen. De vorm van de mastax is vrij specifiek voor iedere soort, en kan gebruikt worden als identificatiekenmerk. Sommige soorten zijn omgeven door een pantser of 'lorica', terwijl dit bij anderen ontbreekt [18].

Het Tropisch puzzelraderdier is ongeveer 165 µm groot (stekels meegerekend). Het diertje is omgeven door een pantser, dat gebruikt wordt voor de identificatie op soortniveau. Het bestaat uit verschillende platen, waarvan de aanwezigheid van een klein achterwaarts gelegen plaatje de soort karakteriseert. Verder heeft het pantser zes stekels aan de kopzijde en twee stekels achteraan [4], maar de lengte ervan varieert sterk tussen individuen. Eén van deze twee stekels (de rechterstekel) is steeds langer dan de andere stekel [19]. Puzzelraderdiertjes hebben geen voet [2].

Onderzoek wijst uit dat een vrouwelijk raderdiertje de aanwezigheid van een predator in de omgeving kan detecteren via bepaalde stoffen ('cairomonen') die de predatoren afgeven. Als reactie hierop gaan de nakomelingen – bij ongeslachtelijke voortplanting via amictische eitjes (zie verder) – stekels ontwikkelen die als verdediging tegen de aanwezige predatoren dienstdoen. Wetenschappers noemen dit fenomeen 'fenotypische plasticiteit', wat betekent dat het vermogen om deze stekels te ontwikkelen aanwezig is in het genetisch materiaal (DNA), maar dat de eventuele ontwikkeling van deze stekels bepaald wordt door de omgeving [2,20].

Het Tropisch puzzelraderdiertje behoort tot de groep van de Monogononta. Deze naam verwijst naar de aanwezigheid van slechts één (mono) geslachtsklier (gonade). Bij de raderdieren zijn er altijd veel meer vrouwelijke individuen dan mannelijke, waarbij de mannetjes veel kleiner zijn. Als er weinig mannetjes zijn, kunnen vrouwtjes zich zonder bevruchting voortplanten, ook wel parthenogenese of 'maagdelijke voortplanting' genoemd. Hierbij leggen ze eitjes die men 'amictisch' noemt, dit wil zeggen dat ze twee exemplaren van elke chromosoom bevatten (2N). Daarnaast leggen vrouwtjes, bij verslechterende omstandigheden, ook 'mictische' eitjes die slechts één stel chromosomen bevatten (N), al is de situatie hier iets complexer. Een deel van de mictisch eitjes wordt niet bevrucht en deze eitjes evolueren tot mannetjes, die vervolgens de andere mictische eitjes bevruchten [2,15]. Uit een bevrucht mictische eitje ontwikkelt zich een 'rustei' of 'duurei'. Dit ei zal pas bij betere omstandigheden – soms pas na enkele maanden tot zelfs jaren – uitkomen en zal altijd vrouwelijke individuen voortbrengen. Deze duureieren zijn heel geschikt om minder gunstige milieuomstandigheden te overbruggen en kunnen bovendien met de stromingen naar andere gebieden getransporteerd worden.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Keratella tropica* (Apstein, 1907). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=248010 (2024-10-18).

[2] Segers, H. (2009-2011). Persoonlijke mededeling.

[3] Segers, H. (2007). Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. Zootaxa 1564: 1-104. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140748]

[4] Azémar, F.; Van Damme, S.; Meire, P.; Tackx, M. (2007). New occurrence of *Lecane decipiens* (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). Belg. J. Zool. 137(1): 75-83. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=112260]

[5] Coussement, M. (1977). Nieuwe gegevens omtrent de *Rotatoria*-fauna van het Donkmeer in Oost-Vlaanderen. Natuurwet. Tijdschr. 58(3): 138-146. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140153]

[6] Leentvaar, P. (1980). Note on some Brachionidae (Rotifers) from the Netherlands. Hydrobiologia 73(1-3): 259-262. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=139914]

[7] Dumont, H.J. (1983). Biogeography of rotifers. Hydrobiologia 104: 19-30. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=139918]

[8] Leentvaar, P. (1961). Quelques rotateurs rares observes en Hollande. Hydrobiologia 18: 245-251. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140138]

[9] De Ridder, M. (1981). Some considerations on the geographical distribution of rotifers. Hydrobiologia 85: 209-225. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=139912]

[10] Guiset, A. (1977). General distribution of planktonic rotifers in Spanish reservoirs. Ergeb. Limnol. 8: 222-225. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140334]

[11] De Manuel Barrabin, J. (2000). The rotifers of Spanish reservoirs: Ecological, Systematical and zoogeographical remarks. Limnetica 19: 91-167. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140744]

[12] Miracle, M.R. (1982). Biogeography of the freshwater zooplanktoninc communities of Spain. J. Biogeogr. 9(6): 455-467. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142407]

[13] Wasson, K.; Zabin, C.J.; Bedinger, L.; Diaz, M.C.; Pearse, J.S. (2001). Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. Biol. Conserv. 102: 143-153. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140750]

[14] Frisch, D.; Green, A.J.; Figuerola, J. (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. Aquat. Sci. 69: 568-574. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140746]

[15] Thane, A. (1974). Rotifera, in: Giese, A.C. et al. Reproduction of marine invertebrates: 1. Acoelomate and Pseudocoelomate Metazoans. Reproduction of marine invertebrates, 1. Academic Press: New York: pp. 471-484. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=10016]

[16] Duggan, I.C.; Green, J.D.; Shiel, R.J. (2002). Distribution of rotifer assemblages in North Island, New Zealand, lakes: relationships to environmental and historical factors. Freshwat. Biol. 47: 195-206. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140126]

[17] Van Damme, S.; Struyf, E.; Maris, T.; Ysebaert, T.; Dehairs, F.; Tackx, M.; Heip, C.; Meire, P. (2005). Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. Hydrobiologia 540(1-3): 29-45. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75934]

[18] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

[19] Green, J. (1980). Asymmetry and variation in *Keratella tropica*. Hydrobiologia 73(1-3): 241-248. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=139916]

[20] Zagarese, H.E.; Marinone, M.C. (1992). Induction and inhibition of spine development in the rotifer *Keratella tropica*. Freshwat. Biol. 28: 289-300. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140341]

Ribkwallen

7

Mnemiopsis leidyi

Amerikaanse ribkwal

Lector
Lies Vansteenbrugge

© Aquapix

Wetenschappelijke naam
Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865 [1]

De Amerikaanse ribkwal *Mnemiopsis leidyi* is een beruchte predator van dierlijk plankton en viseieren. Deze soort kwam oorspronkelijk enkel voor langs de **Atlantische kusten van Noord- en Zuid-Amerika**, maar werd in de jaren '80 via het **ballastwater** van vrachtschepen ongewild geïntroduceerd in de Zwarte Zee. De introductie leidde tot de ineenstorting van het ecosysteem. Sinds enkele jaren komt de Amerikaanse ribkwal nu ook voor in de Noordzee en werd ze voor de eerste maal in België waargenomen in **2007**. Het is nog onduidelijk wat de ecologische gevolgen zullen zijn in onze contreien tengevolg van de introductie van deze exoot.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Amerikaanse ribkwal strekt zich uit over gematigde tot subtropische voedselrijke (eutrofe) riviermondingen en kustwateren langsheen de oostkusten van Noord- en Zuid-Amerika. In Noord-Amerika komt deze soort voor vanaf Rhode Island tot de Caraïben, terwijl hij in Zuid-Amerika voorkomt ter hoogte van de Braziliaanse en Argentijnse kusten [2,3].

Eerste waarneming in België

De aanwezigheid van de Amerikaanse ribkwal in het studiegebied werd voor het eerst aangetoond via genetische analyse van stalen met ribkwallen, die tussen augustus en november 2006 in de Westerschelde nabij Borssele (Nederland) genomen waren [4]. De eerste waarneming in België vond plaats in 2007, in de haven van Zeebrugge [5].

Verspreiding in België

Twee jaar na de eerste waarneming werd de Amerikaanse ribkwal langsheen de volledige Belgische kustlijn aangetroffen, zowel in de havens als 27 km uit de kust, ter hoogte van het offshore windmolenpark C-Power (Thorntonbank). Waarnemingen van adulte dieren in de koudste wintermaanden – zelfs tijdens de uitzonderlijk koude winter van 2010 – duiden erop dat de soort zonder problemen onze winters overleeft. Deze exoot kan lokaal in grote aantallen voorkomen: zo zwommen er in oktober 2010 in de Oostendse Spuikom tot 17 Amerikaanse ribkwallen per m^3 water, terwijl op zee maximaal één exemplaar per m^3 werd gerapporteerd [6,7].

In 2011 en 2012 werd een grote bemonsteringscampagne ondernomen. In een aantal stations op het Belgische deel van de Noordzee werden maandelijks planktonstalen genomen [8]. Resultaten toonden aan dat *Mnemiopsis leidyi* vooral vanaf augustus tot december voorkomt. De ribkwal werd toen aangetroffen in de havens van Oostende en Zeebrugge, de Westerschelde en op zee, maar nooit verder dan op 30 km van de kust. Populatiedichtheden waren – vergeleken met de Zwarte Zee – relatief laag (≤0,5 individuen per m^3). Relatief hoge densiteiten werden gerapporteerd in september 2012 in de haven van Oostende (tot ruim 18 individuen per m^3) en in oktober 2012 in het Schelde-estuarium (tot bijna 2 individuen per m^3). Beide locaties worden gekenmerkt door halfopen bekkens met een milde hydrodynamica, wat de groei van grotere populaties ten goede komt. De Westerschelde en de havens langs de Belgische kust functioneren als een soort van broedplaatsen voor de Amerikaanse ribkwal. Dit werd bevestigd door de vondst van larven van *Mnemiopsis leidyi* tijdens de herfst- en wintermaanden in deze gebieden [8].

In het najaar van 2014, het voor- en najaar van 2016 en het najaar van 2018 werden eveneens grote aantallen van de Amerikaanse ribkwal aangetroffen tijdens de Belgica -monitoringscampagne van ILVO, ter hoogte van de Thornton- en Hinderbanken (respectievelijk 30 en 60 km in zee), gebruik makend van een 22 mm boomkornet [9].

Gebieden met hoge dichtheden kunnen lijden onder de predatie en competitie van deze uitheemse ribkwal [8]. Door de hoge antropogene druk zou de Noordzee net zo kwetsbaar kunnen zijn als de Zwarte Zee [10-15]. Een geringe verandering in omgevingscondities zou reeds een exponentiële toename van de soort in de hand kunnen werken [16]. Kwallen die zich voeden met andere kwallen, zoals de inheemse *Beroe gracilis* (i.e. een natuurlijke predator van Zeedruifjes *Pleurobrachia pileus*), kunnen optreden als natuurlijke vijand van *Mnemiopsis leidyi* [17]. Zo heeft de Meloenkwal *Beroe ovata* in de Zwarte Zee de uitbraak kunnen inperken [8,18,19].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste introductie in Europa was in de Zwarte Zee, waar de Amerikaanse ribkwal via het ballastwater van schepen terechtkwam en in het jaar 1982 voor het eerst opgemerkt werd [20]. Tegen de zomer van 1988 had de soort zich al over de volledige Zwarte Zee verspreid met gemiddelde dichtheden tot 310 kwallen per m^3 (ongeveer 1 kg natgewicht per m^3) [20]. Via zeestraten zette de verspreiding zich verder naar aanpalende bekkens (**figuur 1**).

De exponentiële groei werd in de hand gewerkt door de lokale overbevissing van ansjovis, waardoor er meer zoöplankton beschikbaar was voor de kwallen. Bovendien zorgde extensieve landbouw voor anoxisch bodemwater, wat in het voordeel van de tolerante *Mnemiopsis leidyi* werkte, wiens prooi gevoeliger is voor zuurstoftekorten en dus makkelijker te vangen is [21].

In de Zwarte Zee bracht de Amerikaanse ribkwal een grote verschuiving in de samenstelling van het bodemleven teweeg. De ribkwal voedt zich namelijk op de larven van bivalven. Toen de populaties van *Mnemiopsis leidyi* in 1999 in elkaar stortte door predatie van de Meloenkwal *Beroe ovata*, keerden de bivalven niet terug, maar ontstond er een ecosysteem gedomineerd door borstelwormen [22].

In 1990 werd de Amerikaanse ribkwal voor de eerste maal in de Egeïsche Zee (Middellandse Zee) gespot [22]. Van hieruit verspreidde de soort zich snel naar de Levantijnse Zee (oostelijk deel van de Middellandse Zee) [23]. In 2005 werd *Mnemiopsis leidyi* in de Adriatische Zee aangetroffen en in de kustwateren van Frankrijk (**figuur 1**) [24-26]. Ondertussen had de Amerikaanse ribkwal ook reeds de Kaspische Zee bereikt (1999) [22]. In 2009 werden op verschillende plaatsen in de Middellandse Zee enorme bloeien van deze soort gerapporteerd, zoals in Italië [27] en Spanje [28]. De snelle verspreiding in de Middellandse Zee betreft allicht een gevolg van ballastwatertransport in combinatie met transport via natuurlijke stromingen [28].

Wellicht opnieuw via ballastwater, werd de Amerikaanse ribkwal vanuit de noordwestelijke Atlantische Oceaan ook naar de Baltische Zee en de Noordzee getransporteerd, waar ze begin de jaren 2000 voor de eerste maal opgemerkt werd [4,29,30].

In Nederland werd in 2004 een ribkwal gefotografeerd die later gedetermineerd werd als de Amerikaanse ribkwal [31]. In juli 2005 werd deze ribkwal opnieuw – en sinds augustus 2006 veelvuldig – in Zeeland (o.a het Grevelingenmeer) aangetroffen [4]. Eind juli 2006 werden in Lauwersoog (Waddenzee) ook ribkwalletjes gevangen, die eveneens de Amerikaanse ribkwal bleken te zijn [32]. De soort bleek zelfs massaal voor te komen in de Waddenzee, waarbij men denkt dat het warme zomerweer in 2006 aan de basis lag van een bloei van deze exoot.

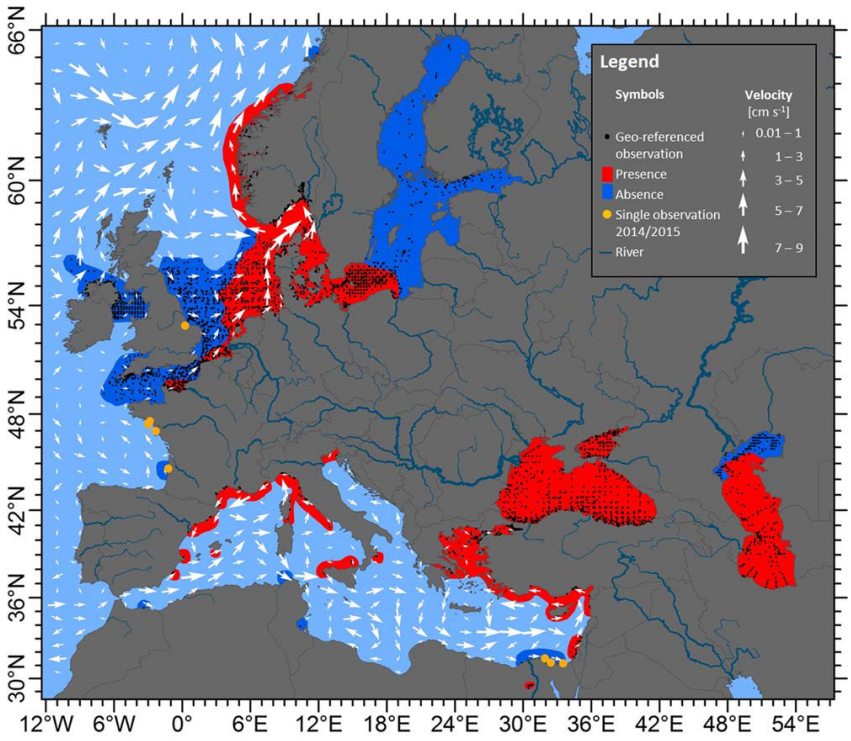
De Amerikaanse ribkwal was waarschijnlijk al eerder in Nederlandse wateren aanwezig, maar kon mogelijk – door onoplettendheid en gebrek aan kennis over deze soort – niet onderscheiden worden van sterk gelijkaardige ribkwallen [4]. Zo kunnen jonge exemplaren verward worden met Zeedruifjes *Pleurobrachia pileus*, en lijken grotere exemplaren op de ribkwalsoort *Bolinopsis infundibulum*, die in onze streken weliswaar vrij zeldzaam voorkomt [4].

Ook de Duitse wateren bleven niet gevrijwaard van de Amerikaanse ribkwal (**figuur 1**). De soort werd zowel gevonden in de Noordzee als de Baltische Zee [33-36]. Opvallend was dat deze inwijkeling de winter in deze streken had weten te overleven. Tussen januari en mei 2007 bleken 80% van de gevangen individuen jonge diertjes te zijn, met een lichaamsgrootte van minder dan 1 mm. Dit betekent dat deze exoot zich zelfs in de zuidelijke Baltische Zee permanent zou hebben gevestigd.

De soort heeft zich tevens verder noordwaarts in de Baltische Zee verspreid, tot aan de Zweedse westkust [4]. Ook in de Oslofjorden (Noorwegen) werden deze ribkwallen al waargenomen [34]. In Engeland en langs de Atlantische kusten van Spanje werd de Amerikaanse ribkwal tot op heden niet waargenomen (**figuur 1**) [34] .

Wijze van introductie

Deze niet-inheemse kwallensoort zou passief meegevoerd worden in het ballastwater van vrachtschepen [34]. Genetische analyses maken gewag van meerdere (primaire) introducties in de Euraziatische zeeën, waarbij de kwallen uit de Zwarte Zee vanuit Centraal-Amerika (Golf van Mexico) afkomstig zijn en de kwallen in Noord/West-Europese zeeën Noord-Amerikaanse wateren als oorsprongsgebieden kennen [29, 30].



Figuur 1: Verspreiding van *Mnemiopsis leidyi* in de westelijke Euraziatische wateren in de periode 1990 tot 2016, gebaseerd op 12.400 geogerefereerde waarnemingen (zwarte stippen). Afzonderlijke waarnemingen van enkele dieren of omgevings-DNA in de periode 2014-2015 zijn aangegeven aan de hand van oranje stippen. In de in blauw gemarkeerde regio's is de soort afwezig, in de rode regio's is de kwal aanwezig (Bron: Jaspers et al. 2018) [37].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Amerikaanse ribkwal is tweeslachtig (hermafrodiet) en kan bijgevolg aan zelfbevruchting doen. Dit betekent dat een enkele ribkwal aanleiding kan geven tot een nieuwe populatie [38,39]. De kwal kan tot 8.000 eitjes geproduceren in 23 dagen, en geslachtsrijpheid van de nakomelingen treedt al op na 13 dagen [38]. Dergelijke ontwikkelingssnelheid vereist een hoge voedselopname, waarbij de kwallen weinig selectiviteit aan de dag leggen [40]. Hun prooien omvatten in hoofdzaak zoöplankton, maar daarnaast worden ook viseieren en vislarven gegeten [41].

Daarbij stelt de ribkwal weinig strikte eisen aan zijn omgeving. De soort heeft een hoge tolerantie voor variërende omgevingsfactoren zoals temperatuur, saliniteit, zuurstofgehalte en vervuiling. Dit, in combinatie met hun snelle ontwikkeling, geeft de Amerikaanse ribkwal het potentieel om andere soorten weg te concurreren (zoals zoöplanktivore vissen) en een enorme druk te zetten op prooisoorten [40,42].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Amerikaanse ribkwal komt voor in wateren waar de temperatuur op jaarschaal schommelt tussen 0 en 32 °C [43-45], en waar het zoutgehalte varieert van minder dan 2 psu tot 40 psu [28,46,47]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Dit optimale zoutgehalte, in combinatie met een zeewatertemperatuur van ongeveer 20 °C, biedt ideale omstandigheden voor het voorkomen en overleven van deze soort [48].

Het kolonisatiesucces van de Amerikaanse ribkwal blijkt sterk beïnvloed te worden door de intensiteit en de duur van de winterperiodes [49]. Niettegenstaande de hoge tolerantie voor de individuele omgevingsparameters (temperatuur, saliniteit en zuurstof (tot 1 mg/l)) [28,45,48] blijken ongunstige combinaties van deze paramters wel zijn overleving in te perken. Zo kan de soort bijvoorbeeld de winter niet overleven in de Zee van Azov, waar de oppervlaktesaliniteit varieert tussen 0 en 14 psu en de temperatuur <4 °C bedraagt [24].

In principe kunnen koude winters, of te koude temperaturen op open zee, de vestiging van deze soort in onze contreien dus belemmeren. Biologische factoren, zoals het voedselaanbod en de aanwezigheid van predatoren, kunnen tevens een bepalende rol hebben in het al dan niet voorkomen van de Amerikaanse ribkwal in een bepaalde streek [28,46].

Verder vertoont de Amerikaanse ribkwal een aantal typische kenmerken die eigen zijn aan pestsoorten: (1) een uitgebreid oorspronkelijk verspreidingsgebied met hoge en lage temperatuurextremen, (2) de mogelijkheid om zich heel snel voort te planten, (3) de mogelijkheid om zowel in mariene als estuariene (brakke) wateren, alsook in eutrofe en vervuilde wateren, te gedijen, en (4) goede verspreidingscapaciteiten die ervoor zorgen dat de soort zich na zijn vestiging nog verder kan verspreiden [50].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In de Zwarte Zee is de controle van de Amerikaanse ribkwal het resultaat van twee factoren. Enerzijds heeft zijn natuurlijke vijand – de Meloenkwal *Beroe ovata* - het gebied kunnen koloniseren. Anderzijds was de bemesting drastisch verminderd door de val van het communisme, wat de instroom aan nutriënten reduceerde [21].

Specifieke kenmerken

De Amerikaanse ribkwal kan in haar oorsprongsgebied tot 18 cm worden, wat aanzienlijk groot is voor een ribkwal [32]. In onze streken werden tot op heden echter nog geen exemplaren groter dan 7 cm teruggevonden, gemeten van de orale tot aborale zijde (zonder lobben) [8]. De kwal is cilindervormig, met twee beweeglijke lepelvormige lobben [32]. Over

elk van deze lobben lopen vier ribben waaraan deze dieren hun naam danken (ribkwallen). Deze ribben bestaan eigenlijk uit een aaneenschakeling van 'zwemplaatjes', die nodig zijn voor hun voortbeweging. Bij aanraking kunnen deze ribben sterk fosforesceren en zo een groene gloed geven (bioluminescentie) [51]. Centraal in het dier loopt een gelatineuze kolom, van aan de mond aan de onderzijde – vanwaar het darmkanaal vertrekt – tot aan de bovenzijde van het dier. Om zich te oriënteren in de waterkolom, beschikken deze kwalletjes over een speciaal evenwichtsorgaan, een statocyst.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=106401 (2024-10-18).

[2] Mayer, A.G. (1912). Ctenophores of the Atlantic coast of North America., 162. Carnegie Institution of Washington: Washington D.C. 126 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114421]

[3] GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) (1997). Opportunistic settlers and the problem of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* invasion in the Black Sea. Rep. Stud. GESAMP. London. (58):84 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114772]

[4] Faasse, M.; Bayha, K. (2006). The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in coastal waters of the Netherlands: an unrecognized invasion? Aquat. Invasions 1(4): 270-277. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120680]

[5] Dumoulin, E. (2007). De Leidy's ribkwal (*Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865) al massaal in het havengebied Zeebrugge-Brugge, of: exoten als de spiegel van al tè menselijk handelen. De Strandvlo 27(2): 44-60. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=116929]

[6] Van Ginderdeuren, K.; Hostens, K.; Hoffman, S.; Vansteenbrugge, L.; Soenen, K.; De Blauwe, H.; Robbens, J.; Vincx, M. (2012). Distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea. Aquat. Invasions 7(2): 163-169. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=215779]

[7] Soenen, K.; Rappé, K.; van Ginderdeuren, K.; Vansteenbrugge, L. (2010). *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz, 1865): Weldra heer en meester in de Spuikom van Oostende? De Strandvlo 30(4): 131-137. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=201771]

[8] Vansteenbrugge, L.; Ampe, B.; De Troch, M.; Vincx, M.; Hostens, K. (2015). On the distribution and population dynamics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea and Westerschelde estuary. Mar. Environ. Res. 110: 33-44. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=250698]

[9] Hostens, K. (2019). Persoonlijke mededeling

[10] De Backer, A.; Van Hoey, G.; Coates, D.; Vanaverbeke, J.; Hostens, K. (2014). Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. Mar. Pollut. Bull. 84(1-2): 251-262. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=239585]

[11] Debusschere, E.; De Coensel, B.; Bajek, A.; Botteldooren, D.; Hostens, K.; Vanaverbeke, J.; Vandendriessche, S.; Van Ginderdeuren, K.; Vincx, M.; Degraer, S. (1988). In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. PLoS One 9(10): e109280. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=242269]

[12] Devriese, L.; Hostens, K.; De Witte, B.; Robbens, J.; Polet, H. (2016). Beleidsinformerende nota: zwerfvuil en (micro)plastics in de Noordzee. Oostende. 14 + annex pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=286345]

[13] Pecceu, E.; Vanelslander, B.; Vandendriessche, S.; Van Hoey, G.; Hostens, K.; Torreele, E.; Polet, H. (2014). Beschrijving van de visserijactiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee in functie van de aanvraag bij de Europese Commissie voor visserijmaatregelen in de Vlaamse Banken (Habitatrichtlijngebied). ILVO Mededeling, 156. ILVO. Merelbeke. 92 + annexes pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=246414]

[14] ICES (2005). Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2005 (6): North Sea. ICES Advice. 2005(6). CIEM/ICES: Copenhagen. 279 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=96777]

[15] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 6-15 September 2005, ICES Headquarters, Copenhagen. CM Documents - ICES. CM 2006/ACFM:09. ICES: Copenhagen. 981 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302997]

[16] van der Molen, J.; Van Beek, J.; Augustine, S.; Vansteenbrugge, L.; van Walraven, L.; van Langenberg, V.; Van der Veer, H.W.; Hostens, K.; Pitois, S.; Robbens, J. (2015). Modelling survival and connectivity of *Mnemiopsis leidyi* in the south-western North Sea and Scheldt estuaries. Ocean Sci. 11(3): 405-424. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=248976]

[17] Vansteenbrugge, L.; Van Regenmortel, T.; De Troch, M.; Vincx, M.; Hostens, K. (2015). Gelatinous zooplankton in the Belgian part of the North Sea and the adjacent Schelde estuary: Spatio-temporal distribution patterns and population dynamics. J. Sea Res. 97: 28-39. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=244594]

[18] Finenko, G.; A. Romanova, Z.; I. Abolmasova, G.; E. Anninsky, B.; Svetlichny, L.; Hubareva, E.; Bat, L.; Kideys, A. (2003). Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of the invader *Beroe ovata* and its impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea. J. Plankton Res. 25(5): 539-549. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=213091]

[19] Hosia, A.; Titelman, J.; Hansson, L.J.; Haraldsson, M. (2011). Interactions between native and alien ctenophores: *Beroe gracilis* and *Mnemiopsis leidyi* in Gullmarsfjorden. Mar. Ecol. Prog. Ser. 422: 129-138. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302996]

[20] Vinogradov, M.E.; Shiushkina, E.A.; Musaeva, E.I.; Sorokin, P.Y. (1989). A newly acclimated species in the Black Sea: The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata). Oceanology 29(2): 220-224. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=204693]

[21] Richardson, A.J.; Bakun, A.; Hays, G.C.; Gibbons, M.J. (2009). The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. Trends Ecol. Evol. 24(6): 312-322. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302999]

[22] Shiganova, T.A.; Mirzoyan, Z.A.; Studenikina, E.A.; Volovik, S.P.; Siokou-Frangou, I.; Zervoudaki, S.; Christou, E.D.; Skirta, A.Y.; Dumont, H.J. (2001). Population development of the invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea and other seas of the Mediterranean basin. Mar. Biol. (Berl.) 139(3): 431-445. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=211199]

[23] Galil, B.; Kress, N.; Shiganova, T. (2009). First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 (Ctenophora; Lobata; Mnemiidae) off the Mediterranean coast of Israel. Aquat. Invasions 4(2): 357-360. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312590]

[24] Shiganova, T.A.; Malej, A. (2009). Native and non-native ctenophores in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. J. Plankton Res. 31(1): 61-71. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297493]

[25] Bayha, K.M.; Harbison, G.R.; McDonald, J.H.; Gaffney, P.M. (2004). Preliminary investigation on the molecular systematics of the invasive ctenophore Beroe ovata, in: Dumont, H. et al. Aquatic invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas: The ctenophores *Mnemiopsis leidyi* and *Beroe* in the Ponto-Caspian and other aquatic invasions. Nato Science Series: 4. Earth and Environmental Sciences, 35. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 167-175. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114246]

[26] Antajan, E.; Bastian, T.; Raud, T.; Jean-michel, B.; Hoffman, S.; Breton, G.; Cornille, V.; Delegrange, A.; Vincent, D. (2014). The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? Aquat. Invasions 9(2): 167-173. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=246991]

[27] Boero, F.; Putti, M.; Trainito, E.; Prontera, E.; Piraino, S.; Shiganova, T.A. (2009). First records of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora) from the Ligurian, Thyrrhenian and Ionian Seas (Western Mediterranean) and first record of *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria) from the Western Mediterranean. Aquat. Invasions 4(4): 675-680. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=253655]

[28] Fuentes, V.L.; Angel, D.L.; Bayha, K.M.; Atienza, D.; Edelist, D.; Bordehore, C.; Gili, J.M.; Purcell, J.E. (2010). Blooms of the invasive ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, span the Mediterranean Sea in 2009. Hydrobiologia 645(1): 23-37. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=198337]

[29] Ghabooli, S.; Shiganova, T.; Zhan, A.; Cristescu, M.; Eghtesadi Araghi, P.; MacIsaac, H. (2011). Multiple introductions and invasion pathways for the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Eurasia. Biol. Invasions 13(3): 679-690. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312595]

[30] Reusch, T.B.; Bolte, S.; Sparwel, M.; Moss, A.G.; Javidpour, J. (2010). Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Mol. Ecol. 19(13): 2690-2699. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312599]

[31] Faasse, M. (2019). Persoonlijke mededeling

[32] Tulp, A. (2006). *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz, 1865) (Ctenophora, Lobata) in de Waddenzee. Het Zeepaard 66(6): 183-189. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=106309]

[33] Kube, S.; Postel, L.; Honnef, C.; Augustin, C.B. (2007). *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea: distribution and overwintering between autumn 2006 and spring 2007. Aquat. Invasions 2(2): 137-145. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120679]

[34] Oliveira, O.M.P. (2007). The presence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Oslofjorden and considerations on the initial invasion pathways to the North and Baltic Seas. Aquat. Invasions 2(3): 185-189. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120697]

[35] Javidpour, J.; Sommer, U.; Shiganova, T. (2006). First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in the Baltic Sea. Aquat. Invasions 1(4): 299-302. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312705]

[36] Boersma, M.; Malzahn, A.; Greve, W.; Javidpour, J. (2007). The first occurrence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Sea. Helgol. Mar. Res. 61(2): 153-155. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312601]

[37] Jaspers, C.; Huwer, B.; Antajan, E.; Hosia, A.; Hinrichsen, H.-H.; Biastoch, A.; Angel, D.; Asmus, R.; Augustin, C.; Bagheri, S.; Beggs, S.E.; Balsby, T.J.S.; Boersma, M.; Bonnet, D.; Christensen, J.T.; Dänhardt, A.; Delpy, F.; Falkenhaug, T.; Finenko, G.; Fleming, N.E.C.; Fuentes, V.; Galil, B.; Gittenberger, A.; Griffin, D.C.; Haslob, H.; Javidpour, J.; Kamburska, L.; Kube, S.; Langenberg, V.T.; Lehtiniemi, M.; Lombard, F.; Malzahn, A.; Marambio, M.; Mihneva, V.; Møller, L.F.; Niermann, U.; Okyar, M.I.; Özdemir, Z.B.; Pitois, S.; Reusch, T.B.H.; Robbens, J.; Stefanova, K.; Thibault, D.; van der Veer, H.W.; Vansteenbrugge, L.; van Walraven, L.; Woźniczka, A. (2018). Ocean current connectivity propelling the secondary spread of a marine invasive comb jelly across western Eurasia. Global Ecology and Biogeography 27(7): 814-827. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300166]

[38] Baker, L.D.; Reeve, M.R. (1974). Laboratoy culture of the lobate ctenophore *Mnemiopsis mccradyi* with notes on feeding ecology and fecundity. Mar. Biol. (Berl.) 26(1): 57-62. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115686]

[39] Jaspers, C.; Costello, J.; Colin, S. (2015). Carbon content of *Mnemiopsis leidyi* eggs and specific egg production rates in northern Europe. J. Plankton Res. 37(1): 11-15. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=289267]

[40] Costello, M.J.; Bayha, K.; Mianzan, H.W.; Shiganova, T.A.; Purcell, J.E. (2012). Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata) from a native to an exotic species: a review, in: Purcell, J.E. Jellyfish blooms IV: Interactions with humans and fisheries. Developments in Hydrobiology. Springer: Dordrecht: pp. 21-46. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297513]

[41] Waggett, R. (1999). Capture mechanisms used by the lobate ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, preying on the copepod Acartia tonsa. J. Plankton Res. 21(11): 2037-2052. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312602]

[42] Decker, M.B.; Breitburg, D.L.; Purcell, J.E. (2004). Effects of low dissolved oxygen on zooplankton predation by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 280: 163-172. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297520]

[43] Kremer, P.; R. Reeve, M. (1989). Growth dynamics of a ctenophore (Mnemiopsis) in relation to variable food supply. II. Carbon budgets and growth model. J. Plankton Res. 11(3): 553-574. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=244460]

[44] Lehtiniemi, M.; Andreas, L.; Javidpour, J.; Myrberg, K. (2011). Spreading and physico-biological reproduction limitations of the invasive American comb jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea. Biol. Invasions 14(2): 341-354. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312603]

[45] Purcell, J.E.; Shiganova, T.A.; Decker, M.B.; Houde, E.D. (2001). The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: US estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia 451(1-3): 145-176. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302998]

[46] Kremer, P. (1994). Patterns of abundance for *Mnemiopsis* in U.S. coastal waters: a comparative overview. ICES J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 51(4): 347-354. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119134]

[47] Shiganova, T.A.; Dumont, H.J.; Mikaelyan, A.; Glazov, D.M.; Bulgakova, Y.V.; Musaeva, E.I.; Sorokin, P.Y.; Pautova, L.A.; Mirzoyan, Z.A.; Studenikina, E.I. (2004). Interactions between the invading ctenophores Mnemiopsis leidyi (A. Agassiz) and Beroe ovata Mayer 1912, and their influence on the Pelagic ecosystem of the Northeastern Black Sea, in: Dumont, H. et al. Aquatic Invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas: The ctenophores *Mnemiopsis leidyi* and *Beroe* in the Ponto-Caspian and other aquatic invasions. Nato Science Series: 4. Earth and Environmental Sciences, 35. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 33-70. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=114240]

[48] Sullivan, B.K.; Van Keuren, D.; Clancy, M. (2001). Timing and size of blooms of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in relation to temperature in Narragansett Bay, RI. Hydrobiologia 451(1-3): 113-120. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120917]

[49] Delpy, F.; Boyer, S.; Pagano, M.; Thibault-Botha, D.; Blanchot, J.; Bonnet, D. (2013). Does latitude matter? A comparison of three non-indigenous species between the North and Mediterranean Seas, in: Robbens, J. et al. Non-indigenous species in the North-East Atlantic. Ostend, 20-22 November 2013: Book of abstracts. VLIZ Special Publication, 66. Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO)/Flanders Marine Institute (VLIZ): Oostende: pp. 10-11. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=230681]

[50] Faasse, M.; Ligthart, M. (2007). De Amerikaanse ribkwal *Mnemiopsis leidyi* (Agassiz, 1865) in Zeeland. Het Zeepaard 67(1): 27-32. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=107189]

[51] Kideys, A. (2002). The comb jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 56-61. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40582]

Sponzen

8

Haliclona (Soestella) xena

Paarse buisjesspons

© Hans De Blauwe

Lector
Nicole de Voogd

Wetenschappelijke naam

Haliclona (Soestella) xena De Weerdt 1986 [1]

Toen de Paarse buisjesspons voor het eerst werd gevonden, herkende men hem als een vreemde, nieuwe spons. Dit verklaart zijn wetenschappelijke naam *Haliclona (Soestella) xena*. '*Xena*' is namelijk afgeleid van het Griekse 'xenos', wat 'vreemd' of 'buitenstaander' betekent [2].

Het **oorsprongsgebied** van de Paarse buisjesspons *Haliclona (Soestella) xena* is vooralsnog **onbekend**. Er heerst een vermoeden dat **oesterkweek** aan de basis ligt van de introductie. In 1977 werd de soort voor het eerst in Nederland ontdekt. Het duurde echter nog tot 1986 vooraleer deze voor de wetenschap ongekende soort beschreven werd en een wetenschappelijke naam kreeg. Anno 2009 heeft de soort zich verspreid langsheen de Nederlandse kust, zowel in Zeeland als in de Waddenzee. In België is deze spons voor het eerst gesignaleerd in **1988**, in de jachthaven van Zeebrugge, en sinds 2009 ook in de Oostendse Spuikom. Deze paarsrode tot lichtbruine spons hecht zich vast op allerhande substraten in marien en brak water.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Paarse buisjesspons is op heden nog niet gekend [3]. Het gaat allicht wel om een niet-inheemse soort, aangezien er in de Nederlandse sponzencollectie, die vanaf 1880 wordt bijgehouden, voor 1977 geen enkele buisjesspons voorkwam. Na 1977 nam het aantal buissponzen echter snel toe. Vandaag behoort de soort tot één van de meest algemene sponzensoorten van Nederland [4].

Eerste waarneming in België

Op 6 november 1988 is voor het eerst een exemplaar van de Paarse buisjesspons gevonden op metalen buizen in de haven van Zeebrugge, ter hoogte van de oostelijke strekdam. Deze buizen waren voordien onder water ingezet voor opspuitingen en baggerwerken, maar lagen op het moment van de ontdekking al op het droge [5].

Verspreiding in België

Ondertussen is de Paarse buisjesspons één van de algemenere sponzen in België [6]. De exoot wordt aangetroffen in de haven van Zeebrugge als aangroeisoort, zowel in de jachthaven als in het Insteekdok [7, 8]. Sinds maart 2009 wordt de soort ook aangetroffen in de Spuikom van Oostende [9].

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland werd de Paarse buisjesspons voor het eerst op 24 november 1977 verzameld. Het duurde echter tot 1986 vooraleer de soort beschreven werd en een wetenschappelijke naam kreeg [2].

Vandaag is deze spons een van de meer algemene sponzen in de Nederlandse kustwateren, zowel in Zeeland (Oosterschelde en Grevelingenmeer) als in de Waddenzee. Ook in Le Havre, in het noordwesten van Frankrijk en in Helgoland – een eiland in het noorden van Duitsland – werd deze soort gesignaleerd [6].

Wijze van introductie

Hoe de introductie plaats heeft gevonden is onzeker. Wel werd de Paarse buisjesspons rond de tijd van zijn ontdekking vooral aangetroffen op oesterbanken. Dit doet vermoeden dat de oesterkweek – meer bepaald de import van oesterbroed dat moet dienen voor de kweek – verantwoordelijk is voor de introductie van deze spons [2,3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Eén van de oorzaken die het voorkomen van de Paarse buisjesspons verklaart, is dat deze zich kan vasthechten op allerhande harde substraten. Havens met hun talrijke pontons en andere harde objecten of organismen, zoals mosselen en oesters, vergemakkelijken op deze manier de vestiging van deze exoot [3].

Net als andere sponzen kan ook deze soort zich na beschadiging herstellen, een proces dat men 'regeneratie' noemt: een stukje spons kan uitgroeien tot een volwaardig individu. Regeneratie kan op die manier ook zorgen voor de ongeslachtelijke voortplanting van de soort. Dit – in combinatie met geslachtelijke voortplanting – zorgt ervoor dat de soort goed kan gedijen [10].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Naast het voorkomen in zout water, kan de Paarse buisjesspons zich ook goed handhaven in brak water, zoals in de Oostendse Spuikom [11].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Voor sponzen wordt het risico op transport met schelpdieren hoog ingeschat, maar de kans dat dit een aanzienlijke impact op het ecosysteem zal hebben is eerder klein. Tot heden zijn er geen aanwijzingen dat deze spons een nadelige impact heeft op andere soorten. Integendeel, het lijkt zelfs een aantrekkelijk substraat voor inheemse manteldieren (tunicaten) te vormen [12].

Microbiële gemeenschappen die in associatie leven met de Paarse buisjesspons in de Noordzee werden voor de eerste keer in 2014 geïdentificeerd. Wellicht vallen hieronder een aantal nieuwe genera (afkomstig van de Chlamidiae stam), waarvan de functies en potentiële effecten op heden nog niet gekend zijn [13].

Specifieke kenmerken

De Paarse buisjesspons is op het zicht te herkennen als een dikke massa paarsrode tot lichtbruine buisjes, gevestigd op een harde ondergrond in de intergetijdenzone en in ondiep water. Deze buisjes kunnen elk een hoogte bereiken van 10 tot 15 cm en een diameter van 1 tot 2 cm. Een kolonie kan een totale diameter van 20 cm bereiken. Deze soort is zacht en is gemakkelijk te breken [3].

Een spons heeft tal van instroomopeningen waarlangs het water – inclusief voedseldeeltjes – binnenkomt, maar het zijn vooral de uitstroomopeningen die bij de Paarse buisjesspons goed te zien zijn [3]. De waterstroom wordt gecreëerd door speciale cellen, de kraagcellen, die met hun zweepharen een stroom doen ontstaan [10].

Bij alle sponzen komt zowel seksuele als aseksuele voortplanting voor. De meest voorkomende vorm van aseksuele voortplanting is regeneratie, waarbij een deel van het sponslichaam uitgroeit tot een nieuw individu, bv. na beschadiging. Bij seksuele voortplanting bestaan zowel één- als tweeslachtige soorten (hermafrodiet) [10]. Een studie toonde aan dat bij de Paarse buisjesspons beide types voorkomen. Spermacellen komen met de waterstroom in de spons terecht waar bevruchting van de eicel optreedt. Larven worden vrijgelaten in de waterkolom en hechten zich bij deze soort bijzonder snel – al na slechts enkele uren – vast op een geschikt substraat [14].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Haliclona (Soestella) xena* De Weerdt, 1986. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=132883 (2024-10-18).

[2] de Weerdt, W.H. (1986). A systematic revision of the north-eastern Atlantic shallow-water Haplosclerida (Porifera, Demospongiae): 2. Chalinidae. Beaufortia 36(6): 81-165. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=38557]

[3] Marine Species Identification Portal (2011). Sponges of the NE Atlantic. *Haliclona xena*. http://species-identification.org/species.php?species_group=sponges&id=257&menuentry=soorten (2018-11-14).

[4] Van Soest, R.W.M. (2011). Persoonlijke mededeling

[5] Rappé, G. (1989). *Haliclona xena* De Weerdt, 1986 (Porifera, Desmospongiae), *Petrobius maritimus* (Leach) (Insecta, Thysanura) en enkele andere bijzondere waarnemingen van de oostelijke strekdam van Zeebrugge. De Strandvlo 9(4): 113-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18536]

[6] Van Soest, R.W.M.; de Kluijver, M.J.; van Bragt, P.H.; Faasse, M.; Nijland, R.; Beglinger, E.J.; de Weerdt, W.H.; de Voogd, N.J. (2007). Sponge invaders in Dutch coastal waters. J. Mar. Biol. Ass. U.K. Spec. Issue 87(6): 1733-1748. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=118579]

[7] Vandercruyssen, C. (2006). Verslag van de excursie in de jachthaven van Zeebrugge op 17 juni 2006. De Strandvlo 26(2): 47-48. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=102474]

[8] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[9] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Paarse buisjesspons - *Haliclona xena* (De Weerdt, 1986). https://waarnemingen.be/soort/view/27580?waardplant=0&poly=1&from=1996-07-18&to=2011-08-04&akt%5B%5D=0&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2018-11-14).

[10] Van Soest, R.W.M. (1976). De Nederlandse mariene en zoetwatersponzen: Porifera. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 115. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV): Hoogwoud. 36 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=11857]

[11] Stichting ANEMOON (2018). Paarse buisjesspons. *Haliclona (Soestella) xena* De Weerdt, 1986. http://www.anemoon.org/flora-en-fauna/soorteninformatie/soorten/id/12/paarse%20buisjesspons (2018-11-14).

[12] Wijsman, J.W.M.; De Mesel, I. (2009). Duurzame schelpdiertransporten. IMARES Wageningen Report. Imares: Wageningen. 111 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207323]

[13] Naim, M.A.; Morillo, J.A.; Sørensen, S.J.; Waleed, A.A.; Smidt, H.; Sipkema, D. (2014). Host-specific microbial communities in three sympatric North Sea sponges. FEMS Microbiol. Ecol. 90(2): 390-403.

[14] Wapstra, M.; Van Soest, R.W.M. (1987). Sexual reproduction, larval morphology and behaviour in Demosponges from the southwest of the Netherlands, in: Vacelet, J. et al. Taxonomy of Porifera from the N.E. Atlantic and Mediterranean Sea. NATO ASI Series G: Ecological sciences, 13. Springer: Berlin: pp. 281-307. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37754]

Vaatplanten

9

Baccharis halimifolia

Struikaster

© Holly Guerrio

Lectoren
Wouter Van Landuyt
Sam Provoost

Wetenschappelijke naam
Baccharis halimifolia L. [1]

Struikaster *Baccharis halimifolia* is een exoot van **Noord-Amerikaanse** origine die in de loop van de 17e eeuw in Europa **geïntroduceerd** werd **als sierplant**. Deze struik is geliefd bij siertelers in kustgebieden vanwege zijn tolerantie voor een zoutrijke omgeving en de grote verscheidenheid aan bodems waarop de plant kan groeien. De eerste waarneming in België dateert van **1924**. Het betrof hier een aanplanting in de duinen van Raversijde. Sindsdien wordt de plant regelmatig in het wild waargenomen in de buurt van aangeplante exemplaren.

Oorspronkelijke verspreiding

De Struikaster is een zoutminnende plant die van nature voorkomt langs de oostkust van Noord-Amerika en het noordoostelijk deel van de Golf Van Mexico [2]. De plant is ook gekend onder de namen Breedbladig roerkruid [3] en kruisstruik [4].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming van Struikaster in België dateert van 1924. Het betrof hier een aanplanting in de duinen van Raversijde, ten westen van Oostende. De eerste waarneming van niet-aangeplante Struikaster dateert van 1948 in de haven van Oostende [5].

Verspreiding in België

Sinds 1924 is de opmars van Struikaster geleidelijk verlopen. Het is pas sinds de tweede helft van de jaren '90 dat de struik regelmatiger wordt waargenomen langs de Belgische kust [5]: onder meer in Knokke in het natuurreservaat 'Baai van Heist', de achterhaven in Zeebrugge, de oude visserhaven in Blankenberge, in Bredene, Koksijde, De Panne en meer landinwaarts in Veurne [5,6]. Struikasters aanwezig in een natuurlijke omgeving zijn vaak verwilderde exemplaren afkomstig van aanplantingen in de buurt [2]. Er bevonden zich sterk uitbreidende populaties in de 'Baai van Heist' en de Panne [5], maar deze worden actief bestreden en onder controle gehouden [7]. Deze exoot komt langsheen de ganse kust voor, maar in eerder beperkte concentraties. Recent wordt de Struikaster ook in de rest van Vlaanderen waargenomen, al blijven de aantallen beperkt [6,7].

Verspreiding in onze buurlanden

In Europa werd Struikaster waarschijnlijk voor het eerst in 1683 als sierplant geïntroduceerd in Frankrijk [8,9]. Aanplantingen gebeurden in het begin vooral langs de Zuid-Atlantische kust en later meer noordelijk, langs de kusten van Bretagne en Normandië [10], waar de Struikaster ook als windkerende haag wordt gebruikt [5]. In tegenstelling tot de nog vrij beperkte aantallen in België, staat de Struikaster in Frankrijk – net als in Spanje – in de top 20 van de meest schadelijke invasieve soorten. De Struikaster groeit er in alle estuaria rond de Baai van Biskaje en verdringt er de inheemse plantensoorten [11,12].

In Groot-Brittanië werd de plant voor het eerst in het wild gerapporteerd als een 'ontsnapte' sierplant in 1924, aan de kust in Hamworthy (Dorset) [13]. Struikaster wordt in Groot-Brittannië ook aangeplant omwille van haar windbestendigheid [14].

De eerste aanplantingen van Struikaster in Nederland vonden plaats in het begin van de 19e eeuw [3]. Na 2014 werd de plant slechts twee maal waargenomen (telkens één enkel exemplaar) in Zuid-Nederland [15].

Wijze van introductie

Struikaster werd in 1683 in Frankrijk geïntroduceerd als sierplant [8,9,14]. De soort wordt vooral in kustgebieden zeer gewaardeerd door siertelers omwille van zijn tolerantie voor hoge zoutconcentraties en sterke wind. Vandaag wordt de soort meestal geïntroduceerd als sierplant in tuinen, parken, bermen, etc. omwille van de opvallende en rijkelijke bloei [5]. Eenmaal aangeplant doet de natuur verder haar werk. Via de wind worden de zaden over grote afstanden verspreid [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Struikaster produceert een gigantische hoeveelheid zaden – tot wel anderhalf miljoen per plant – die zeer licht zijn en een pluizig aanhangsel hebben. De wind transporteert de zaden over honderden meters. Soms gebeurt de verspreiding ook via het water [16]. Verder kent de plant een snelle groei en is ze bestand tegen de milde vorst in onze streken [16].

Struikaster voelt zich thuis in tal van natuurlijke habitats, zoals periodiek onderlopende zoute graslanden (hoge schorren), vloedmerken, brakke poelen, duinen en groene stranden. De soort verdraagt ook een hoge menselijke invloed en is dan ook aanwezig in ruderale duinen (i.e. duinen die door de mens sterk verrijkt zijn met onder andere organisch materiaal), opgespoten terreinen en braakliggende kleiakkers langsheen onze kust [2,5]. Verder is de plant eveneens in staat zich snel te herstellen na een brand of andere schade [11,16].

In Frankrijk wordt Struikaster vaak waargenomen daar waar een zoete en zoute omgeving met elkaar in contact komen. In brakke milieus is deze exoot vaak succesvoller dan de inheemse soorten, wat kan leiden tot een monotone vegetatie bijna uitsluitend bestaande uit Struikaster [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De verspreiding van de Struikaster wordt in belangrijke mate bepaald door de omgevingstemperatuur. Net als in Noord-Amerika heeft deze plant ook in onze contreien een noordelijke verspreidingsgrens omdat ze slechts een milde vorstperiode kan verdragen. In de loop van de 20e eeuw is deze grens noordwaarts opgeschoven, te wijten aan het veranderende klimaat [5].

Struikaster kan zowel in een zoute als zoete omgeving gedijen (van 1 tot 30 psu), al neemt de overlevingskans van de plant af met een toenemende saliniteit, omwille van de stress die een zoute omgeving teweegbrengt [18]. Verder groeit de plant op een grote variëteit aan bodems zoals zand, klei, grind en turf, maar ze is niet terug te vinden op zware kleibodems [19].

Wilde exemplaren van Struikaster worden vaak aangetroffen in de buurt van aanplantingen. Een toename in het aantal aanplantingen (populair bij siertelers) kan aanleiding geven tot een grotere verspreiding van de soort in het wild [5].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Struikaster bevindt zich voorlopig nog in het 'vestigingsstadium' en is minder prominent aanwezig in België in vergelijking met de Franse kustgebieden, ondanks de vergelijkbare ecologische (bv. beschikbaarheid van substraat en weinig competitie met andere soorten) en klimatologische kenmerken (temperatuur). De soort wordt op heden actief bestreden (o.a. in de Baai van Heist en het Zwin), wat mee de geringe aanwezigheid in de natuur verklaart [20]. Een mogelijke toekomstige invasie, en dus een bedreiging van de lokale biodiversiteit, valt niet uit te sluiten [5].

In gebieden waar de invasiviteit van de soort reeds werd aangetoond (bv. in West-Frankrijk [11,13] en Australië [21]), wordt hij vaak gezien als een agressieve pestsoort of hardnekkig onkruid, ondanks het feit dat de soort een geliefde sierplant blijft bij telers en tuinders in kustgebieden [5]. Ook in Zuid-Europa (Spanje) is Struikaster een agressieve invasieve soort die de inheemse kruidachtige plantengemeenschappen in brakke kustmilieus en getijdenmoerassen verdringt [18]. Vooral het natuurgebied Urdaibai (Baskenland) is sterk aangetast. Tussen 2010 en 2013 werd via een Europees LIFE-project de Struikaster verwijderd om ruimte te creëren voor inheemse vegetatie. Hierbij werden jonge scheuten manueel uitgetrokken en oudere gekapt, waarna herbicide werd aangebracht op de overblijvende stomp om de vorming van nieuwe scheuten tegen te gaan. Deze methode bleek zeer efficiënt, maar om ook op lange termijn resultaten te boeken moeten jonge scheuten steeds opnieuw verwijderd worden [21,22].

De Struikaster is opgenomen op de Unielijst van invasieve exoten (Verordening (EU) nr. 1143/2014) waardoor een verbod geldt op het verhandelen, bezitten en uitzetten van de soort. EU-lidstaten dienen de soort op te sporen en te verwijderen, of in geval van gevestigde populaties, maatregelen te nemen om verdere verspreiding tegen te gaan. Sensibilisering van sierplantkwekers over de mogelijke effecten van geïmporteerde sierplanten op de lokale biodiversiteit [5] en het voorstellen van niet-invasieve alternatieve planten vormt tevens een voorname piste [23].

Verder kan het stuifmeel van de plant bij de mens allergische reacties opwekken en zijn haar bladeren giftig voor het vee [17,18].

Specifieke kenmerken

Struikaster is een matig uitstaande struik die gemiddeld 1 à 2 meter hoog wordt, maar soms een hoogte van 6 meter bereikt. De bladeren zijn omgekeerd eirond tot ruitvormig, groen zilverachtig van kleur en hebben een leerachtige textuur. Struikaster produceert groepjes geelwitte, buisvormige bloemen op de uiteinden van de takken (eindstandige bloemhoofden). Er zijn planten met uitsluitend mannelijke bloemen en uitsluitend vrouwelijke bloemen. Na de bloei krijgt het bloemhoofd een penseelvormig uiterlijk. Bestuiving van de bloemen gebeurt via de wind, net als de verspreiding van de zaden [5,18,24,25].

De bladeren van Struikaster bevatten een gif dat dodelijk kan zijn voor schapen (die regelmatig grazen op de plant), wanneer ze meer dan één percent van hun lichaamsgewicht aan bladeren eten [2]. In onze streken verliest de Struikaster haar bladeren in de winter. Dit is echter niet overal het geval. In het noorden van Australië behoudt de plant het hele jaar door haar bladeren. In haar oorsprongsgebied verliest Struikaster gedurende de winter wel haar bladeren, omdat het er over het algemeen kouder is [5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Baccharis halimifolia* L. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=578001 (2024-10-18).

[2] Van Landuyt, W.; Hoste, I.; Vanhecke, L.; Van Den Bremt, P.; Vercruysse, W.; de Beer, D. (Ed.) (2006). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Nationale Plantentuin van België/Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek/Flo.Wer: Brussel. ISBN 90-726-1968-4. 1007 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=170947]

[3] Krauss, J.C. (1802). Afbeeldingen der fraaiste, meest uitheemsche boomen en heesters, die tot versiering van Engelsche bosschen en tuinen, op onzen grond, kunnen geplant en gekweekt worden, benevens de beschrijving van derzelver kenmerken, voortkweeking, nuttigheden en andere bijzonderheden, ingericht om aan de liefhebbers van zodanige bosschen of tuinen de kennis van dezelve zo aangenaam als nuttig te maken. Johannes Allart: Amsterdam. 126 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206887]

[4] Boom, B.K. (1949). Nederlandse dendrologie: Geïllustreerde handleiding bij het bepalen van de in Nederland voorkomende soorten en variëteiten der gekweekte houtgewassen. Derde druk. H. Veenman & Zonen/De Sikkel: Wageningen en Antwerpen. 444 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206956]

[5] Rappé, G.; Verloove, F.; Van Landuyt, W.; Vercruysse, W. (2004). *Baccharis halimifolia* (Asteraceae) aan de Belgische kust. Dumortiera 82: 18-26. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=59040]

[6] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2011). Struikaster - *Baccharis halimifolia* L. https://waarnemingen.be/soort/view/18441?from=2000-08-02&to=2011-08-02 (2011-08-02).

[7] Van Landuyt, W. (2019). Persoonlijke mededeling.

[8] Fournier, P. (1977). Les quatre flores de la France, Corse comprise (générale, alpine, méditerranéenne, littorale). Editions Lechevalier: Paris. SBN 2-720-50493-9. 1105 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207301]

[9] Loudon, J.C. (1842). An Encyclopaedia of Trees and Shrubs; Being the Arboretum et Fruticetum Britannicum abridged: containing the Hardy Trees and Shrubs of Britain, Native and Foreign, scientifically and popularly described; with their Propagation, Culture, and Uses in the Arts; and with Engravings of nearly all the Species. Abridged from the large edition in eight volumes, and adapted for the use of nurserymen, gardeners, and foresters. Longman, Brown, Green and Longmans: London. 1237 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207299]

[10] Gèze, M. (1999). Le *Baccharis*: un envahisseur indésirable. Bull. Soc. Sci. Nat. Ouest Fr. (1983) 21(1): 39-40. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206894]

[11] Caño, L.; Campos, J.A.; García-Magro, D.; Herrera, M. (2013). Replacement of estuarine communities by an exotic shrub: distribution and invasion history of *Baccharis halimifolia* in Europe. Biological Invasions 15(6): 1183-1188. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303191]

[12] Fried, G.; Caño, L.; Brunel, S.; Beteta, E.; Charpentier, A.; Herrera, M.; Starfinger, U.; Dane Panetta, F. (2016). Monographs on invasive plants in Europe: *Baccharis halimifolia* L. Botany Letters 163(2): 127-153. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312512]

[13] Clement, E.J.; Foster, M.C.; Kent, D.H. (1994). Alien plants of the British Isles: a provisional catalogue of vascular plants (excluding grasses). Botanical Society of the British Isles: London. ISBN 0-901158-23-2. 590 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=163106]

[14] Webster, A.D. (1918). Seaside planting for shelter, ornament & profit. T. Fisher Unwin: London. 156 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206724]

[15] van Valkenburg, J.; Meerman, H.; Bollen, G.; Zwart, A. (2017). *Baccharis halimifolia* L. in de herkansing. Gorteria 39. 1-4 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312511]

[16] Westman, W.E.; Panetta, F.D.; Stanley, T.D. (1975). Ecological studies on reproduction and establishment of the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.: Asteraceae). Australian Journal of Agricultural Research 26: 855-870. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206613]

[17] Vanden Berghen, C. (1967). Notes sur la végétation du sud-ouest de la France: V. Les peuplements de Scirpus americanus Pers. dans le département des Landes. Bull. Jardin Bot. Nat. Belg 37(3): 335-355. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206835]

[18] Cao, L.; Tens, M.; Fuertes-Mendizábal, T.; Gonzlez-Moro, M.B.; Herrera, M. (2011). The role of plasticity, genetic variation and maternal effects in the tolerance to salinity in the invasive plant *Baccharis halimifolia*, 96th ESA Annual Convention 2011, 7-12 August, 2011, Austin, Texas. ESA: Washington, DC.: pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303194]

[19] USDA NRCS National Plant Data Center & Biota of North America Program (2018). Plant guide. Groundsel tree, *Baccharis halimifolia* L. https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/pg_baha.pdf (2018-10-12).

[20] Provoost, S. (2020). Persoonlijke mededeling.

[20] Beteta, E.; Oreja, L.; Prieto, A.; Rozas, M. (2012). Life+ Project Estuaries of the Basque Country: control and elimination of *Baccharis halimifolia* L. in Urdaibai, NEOBIOTA 2012 – 7th European Conference on Biological Invasions. Halting biological invasions in Europe: from Data to Decisions, Pontevedra (Spain), 12-14 September 2012: Abstracts. Life+: Pontevedra: pp. 237-238. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303189]

[21] European Commission (2018). Estuarios del Pais Vasco - Restoration of habitats of Community interest in the Basque Country's estuaries. LIFE08 NAT/E/000055. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=3578#RM (2018-07-20).

[22] AlterIAS (2018). Alternatieve planten. http://www.alterias.be/nl/lijst-van-invasieve-en-alternatieve-planten/alternatieve-planten (2018-07-20).

[23] Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER) (2018). *Baccharis halimifolia* L., Asteraceae. http://www.hear.org/pier/species/baccharis_halimifolia.htm (2018-08-02).

[24] USDA NRCS National Plant Data Center & Biota of North America Program (2018). Plant fact sheet. Eastern Baccharis, *Baccharis halimifolia* L. https://plants.usda.gov/factsheet/pdf/fs_baha.pdf (2018-10-12).

Spartina anglica

Engels slijkgras

Lectoren
Wouter Van Landuyt
Sam Provoost

© Carl Van Colen

Wetenschappelijke naam
Spartina anglica C.E. Hubbard [1]

Het Engels slijkgras *Spartina anglica* kent zijn oorsprong in **Zuid-Engeland**. De soort is ontstaan uit een bastaard of hybride van het in Europa inheemse Klein slijkgras *Spartina maritima* en de Noord-Amerikaanse slijkgrassoort *Spartina alterniflora*. Het Engels slijkgras werd destijds massaal **aangeplant** om aan landwinning en sedimentbinding te doen en werd in België voor het eerst waargenomen vanaf **1936**. De soort bleek echter heel invasief en zorgde voor een sterke wijziging in slikke- en schorrevegetaties. Het resultaat hiervan was een verlaagde natuurwaarde van dit zeldzame kusthabitat.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Engels slijkgras *Spartina anglica* komt oorspronkelijk uit Zuid-Engeland. Het gras is een bastaard of hybride van het in Europa inheemse Klein slijkgras *Spartina maritima* en het Noord-Amerikaans slijkgras *Spartina alterniflora* [2].

Nog vóór 1870 is deze Amerikaanse exoot, waarschijnlijk via transport in ballastwater, in Southampton (zuidkust Engeland) terecht gekomen. Op de schorren (het gebied dat enkel bij springtij overstroomt) rond Hythe, een kustplaats in die streek, kruiste het Amerikaans slijkgras met het inheemse Klein slijkgras [3]. Hierdoor werd een hybride *Spartina townsendii* gevormd, die echter niet in staat was om zich voort te planten. Uit deze steriele plant is rond 1890, door een chromosoomverdubbeling (polypoloïdie) een vruchtbare of fertiele hybride ontstaan, namelijk het Engels slijkgras *Spartina townsendii* var. *anglica* (nu *Spartina anglica* genoemd) [4,5]. Het is deze laatste fertiele soort die uiteindelijk onze streken heeft weten te bereiken.

Eerste waarneming in België

Engels slijkgras werd in 1924 overgebracht vanuit Engeland en als slibvanger aangeplant in het toenmalige Zuid-Sloe-estuarium [6]. Door het indijken van dit gebied ontstond hier in 1962 het haven- en industriegebied 'Vlissingen-Oost' [7], gelegen aan de oostoever van de Westerschelde. De eerste waarneming op het Belgische grondgebied dateert van 1936 [8].

Verspreiding in België

Engels slijkgras betreft een pioniersoort en is typisch voor zilte, natte bodems. Dit slijkgras komt voor in zoute tot sterk brakke wateren in slikken (gebieden die bij eb droog staan en bij vloed onder water) en lage schorren. De soort komt bij ons momenteel voor in het Schelde-estuarium (op brakke, zoute slikken nabij Doel), in de IJzermonding te Nieuwpoort, in de Baai van Heist en in het Zwin te Knokke [9,10].

Verspreiding in onze buurlanden

In 1906 werd het Engels slijkgras voor de eerste maal overgebracht naar het Europese vasteland, namelijk Normandië (Frankrijk). In 1924 werden dan weer 50 planten overgebracht van Engeland naar Nederland en aangeplant in het Nederlandse Sloe-estuarium en in de daaropvolgende jaren werd de soort ook in andere estuaria aangeplant. Sindsdien verloopt de gebiedsuitbreiding snel en vestigde de plant zich op vrijwel alle geschikte plaatsen, waardoor het slijkgras nu algemeen voorkomt in zowel de Waddenzee als het Deltagebied [11,12].

Naast de aanplantingen in het Nederlandse deel van de Waddenzee, werd het Engels slijkgras in de jaren '30 ook in de Duitse en Deense delen aangeplant. Voor Duitsland zou het gaan om zo'n 70.000 scheuten. In beide landen bleek het slijkgras goed te gedijen [13].

Op het Europese vasteland strekt het areaal zich vandaag uit langsheen de Atlantische kusten van Frankrijk tot in de Baltische Zee [5,13]. In het Verenigd Koninkrijk en Ierland is de soort, met uitzondering van Schotland, wijdverbreid langs zowel de oost- als westkust [14]. Enkele populaties in Zuid-Engelse estuaria gaan er de laatste decennia op achteruit. Men vermoed dat de terugval van deze 80 jaar oude populaties een natuurlijke oorzaak kent.

Ondertussen is het Engels slijkgras ook geïntroduceerd in Ierland, Australië, Nieuw-Zeeland, Noord-Amerika en China, waar de soort zich telkens invasief gedraagt. De introducties in Zuid-Amerika en Zuid-Afrika waren echter zonder succes [15]. Momenteel komt Engels slijkgras voor in Europa tussen 48-57 °NB, in China tussen 21-41 °NB en in Australië en Nieuw Zeeland tussen 35-46 °ZB [15].

Wijze van introductie

Het zaad van het Amerikaans slijkgras zou oorspronkelijk in Engeland zijn beland via het ballastwater van een schip, afkomstig uit Noord-Amerika. Na het ontstaan van het Engels slijkgras – uit een kruising tussen het Amerikaans en het Klein slijkgras – breidde het leefgebied van deze nieuwe soort zich uit door opzettelijke introducties en aanplantingen als bescherming tegen kusterosie enerzijds en voor landwinning anderzijds [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het Engels slijkgras bezit enkele eigenschappen die het succes van deze exoot helpen verklaren. De soort groeit heel makkelijk en snel, heeft een heel hoge vruchtbaarheid en is een agressieve kolonisator. Eenmaal gevestigd, kan de plant zich snel ongeslachtelijk of vegetatief verspreiden via de groei van de wortelstokken (ook wel 'rhizomen' genoemd). Dit invasieve karakter heeft tot gevolg dat het natuurlijke ecosysteem van slikken snel overwoekerd wordt [16].

Door de vlezige wortelstokken is de soort in vergelijking met elke andere zoutminnende plant in onze streek beter bestand tegen erosie. Zo kan het Engels slijkgras gedijen tot één meter onder de gemiddelde hoogwaterlijn, waardoor de planten bij hoogtij telkens onder water komen te staan [12].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Engels slijkgras gedijt het best op zachte, slibrijke bodems [12]. In koudere streken ondervindt de soort moeilijkheden om vruchtbaar zaad te produceren [5]. De exoot gedijt dan ook het best bij temperaturen tussen 10 en 25 °C. De soort verkiest ook bodems waarvan het poriewater een zoutgehalte heeft tussen 0,1 en 0,2 Molair [12], wat ongeveer overeenkomt met 6,3 à 12,6 psu. Onverdund zeewater (35 psu) is voor deze soort te zout om in te overleven en vormt bijgevolg een beperkende factor in de verspreiding [11].

Deze niet-inheemse soort kan zich op twee manieren voortplanten, en zich zo ook verder verspreiden. Enerzijds is er een geslachtelijke voortplanting, waarbij de geproduceerde zaden door zeestromingen of wind meegenomen worden en op andere plaatsen terug worden afgezet. Anderzijds kan het Engels slijkgras zich ongeslachtelijk of vegetatief voortplanten door het continu groeien van de wortelstokken of rhizomen. Het is dus duidelijk dat plotse veranderingen in de sedimentatiepatronen en schommelende klimatologische omstandigheden de verdere verspreiding van deze soort in de hand werken [12].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Engels slijkgras is heel productief en kan bijgevolg een beduidend aandeel van het organisch materiaal binnen een ecosysteem vertegenwoordigen. Dit vertaalt zich in voedsel voor grazers, zoals eenden, ganzen en andere watervogels [13,15]. Daarnaast geeft de uitbreiding van Engels slijkgras – na afzetting van sediment – de mogelijkheid tot de ontwikkeling van nieuwe schorrevegetaties met o.a. Lamsoor en Schorrekruid [17]. Niettegenstaande deze positieve effecten kan deze soort zeer schadelijk zijn voor het ecosysteem [13]:

- Verlies van habitat voor o.a. bodemdieren, watervogels en migrerende kustvogels;
- Verlies van broedplaatsen voor vissen;
- Vervanging van inheemse plantensoorten en de meestal rijkere dierengemeenschappen die ermee in associatie leven;
- Omkering van successieve ontwikkelingsstadia in slikken- en schorrensystemen.

Specifiek voor België heeft het verdrijven van het inheemse Klein slijkgras en het overwoekeren van andere autochtone soorten, zoals Langarige zeekraal *Salicornia procumbens*, het uitzicht van slikken en schorren lokaal gewijzigd. Het resultaat hiervan is een verlaagde intrinsieke natuurwaarde, waarbij de komst van deze exoot de natuurlijke zonering van de vegetatie in slikken en schorren sterk verstoord heeft [5, 12]. Deze veranderingen hebben onder andere een negatieve invloed op de bodemdieren — zoals de Veelkleurige zeeduizendpoot *Hediste diversicolor* (een worm) en het Wadkreeftje *Corophium volutator* (een vlokreeftje) [13] — en kustvogels, waaronder steltlopers en meeuwen [18]. Het hoeft dan ook niet te verbazen dat het Engels slijkgras door veel natuurbeschermers de bijnaam ‘slikpest’ heeft meegekregen.

Vanuit agrarisch standpunt is de soort evenmin interessant te noemen. De Nederlandse weiden waar voorheen Gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*) groeide, waren bij veeboeren heel geliefd. Deze zoute planten geven het vlees namelijk een typische smaak die door veel gastronomen sterk gewaardeerd wordt. Het nu aanwezige slijkgras wordt door het vee veel minder graag gegeten, hoewel de jonge ondergrondse delen of wortelstokken door Grauwe ganzen *Anser anser* begraasd worden [12]. Verder zou het Engels slijkgras de eigenschappen van de bodem veranderen waardoor deze steeds minder zuurstof bevatten. Planten (waaronder Engels slijkgras) kunnen moeilijk gedijen in zuurstofloze bodems [16].

Een voorbeeld van het invasieve karakter van Engels slijkgras is de kolonisatie in de baai van Arcachon, in Zuidwest-Frankrijk. In 1985 werd de soort daar voor de eerste maal waargenomen. Het slijkgras bleek er zich zeer snel te verspreiden en tegen eind de jaren '90 waren honderden hectaren van de slikken en schorren ingepalmd. In 1997 werd een programma uitgewerkt om deze exoot uit te roeien: via de injectie van snellijm in de bodem werden de wortelstokken vernield [19].

Vóór de Tweede Wereldoorlog werden de planten besproeid met kopersulfaat, met als doel ze te vernietigen. Later werden pogingen ondernomen om de soort onder controle te krijgen met de herbiciden Dalapon en Feneron, telkens in combinatie met het uitgraven van de zaailingen [5,20]. Het gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen – waaronder Dalapon – werd ondertussen verboden, omwille van milieuredenen. Andere efficiënte mechanische bestrijdingstechnieken zijn het verstikken van de planten door ze met plastic te bedekken, vertrappelen en repetitief afbranden [13]. Deze technieken zijn echter vrij duur, niet erg efficiënt om op grote schaal te gebruiken en durven (bv. bij plastic bedekking), omwille van invloed van de getijden, wel eens te mislukken [13,15].

Tussen het jaar 2000 en 2007 werd het Engels slijkgras langs de Amerikaanse westkust (Washington State) biologisch bestreden door de introductie van de Slijkgrascicade *Prokelisia marginata* [21]. Dit insect, dat zich exclusief voedt met het voedingsrijke sap (floëem) van slijkgrassoorten, wordt sinds 2011 eveneens langs de Belgische kust aangetroffen [22].

Het Engels slijkgras staat genomineerd als één van de 100 ergste invasieve soorten ter wereld [23]. Ondanks de dreiging op het behoud van natuurlijke slikken- en schorrensystemen, ontbreekt voldoende kennis over de ecologische en economische impact van deze soort [13]. Maatregelen werden dan ook amper getroffen. Mogelijk zal de verdere verspreiding van deze soort nog versterkt worden door de opwarming van de aarde [13].

Specifieke kenmerken

De plant kan tot 130 cm hoog worden en heeft lange, vlezige wortelstokken. De stijve, grijsgroene bladeren zijn tot 50 cm lang en 15 mm breed en eindigen in een harde, fijne punt. Een compleet overzicht van de morfologische kenmerken van deze soort is terug te vinden in de literatuur [12].

Engels slijkgras is de ideale plant om op een natuurlijke wijze aan landwinning te doen en om kustlijnen te stabiliseren. De dichte wortelstructuren voorzien in een goede binding van de kustsedimenten en de stengels bevorderen het afzetten van extra sediment. Bovendien is deze soort in staat sneller en verder richting zee open slikken te koloniseren dan om het even welke inheemse concurrent. Dit leidde dan ook in het verleden tot het massaal aanplanten van deze soort, zelfs tot ver in China [5]. Op andere plaatsen wordt deze soort echter meer gevreesd dan gewenst.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Spartina townsendii* var. *anglica* C.E. Hubbard. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=234041 (2024-10-18).

[2] Ayres, D.R.; Strong, D.R. (2001). Origin and genetic diversity of *Spartina anglica* (Poaceae) using nuclear DNA markers. Am. J. Bot. 88(10): 1863-1867. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207303]

[3] Stapf, O. (1913). Townsend's grass or ricegrass. Proceedings of the Bournemouth Natural Science Society 5: 76-82. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120926]

[4] Gray, A.J.; Marshall, D.F.; Raybould, A.F. (1991). A century of evolution in *Spartina anglica*. Adv. Ecol. Res. 21: 1-62. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=117255]

[5] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[6] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[7] Wikipedia, de vrije encyclopedie (2018). Sloe. https://nl.wikipedia.org/wiki/Sloe (2018-08-02).

[8] Verloove, F. (2006). Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica, 39. National Botanic Garden of Belgium: Meise. ISBN 90-72619-71-4. 89 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=185912]

[9] Herrier, J.-L. (2007). Het beheerplan van het strandreservaat De Baai van Heist, in: Coördinatiepunt Duurzaam Kustbeheer. "De zandbank te Heist, een boeiend fenomeen", Seminarie Scharpoord Knokke-Heist, 19 oktober 2007: abstracts en powerpoint presentations. Coördinatiepunt Duurzaam Kustbeheer: Knokke-Heist: pp. 1-25. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120929]

[10] Van Landuyt, W.; Hoste, I.; Vanhecke, L.; Van Den Bremt, P.; Vercruysse, W.; de Beer, D. (Ed.) (2006). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. Nationale Plantentuin van België/Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek/Flo.Wer: Brussel. ISBN 90-726-1968-4. 1007 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=170947]

[11] Adema, F.; Mannema, J. (1979). De Nederlandse slijkgrassen. Gorteria 9: 330-334. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120934]

[12] Weeda, E.J.; Westra, R.; Westra, C.; Westra, T. (2003). Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties. IVN/KNNV Uitgeverij: The Netherlands. ISBN 90-5011-129-7. pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=56259]

[13] Nehring, S.; Adersen, H. (2006). NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Spartina anglica*. NOBANIS - North European and Baltic Network on Invasive Alien Species: Copenhagen. 13 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=207302]

[14] Preston, C.D.; Pearman, D.A.; Dines, T.D. (Ed.) (2002). New atlas of the British & Irish flora: an atlas of the vascular plants of Britain, Ireland, the Isle of Man and the Channel Islands. Oxford University Press: Oxford. ISBN 0-19-851067-5. 910 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=168803]

[15] Global Invasive Species Database (2005). Species profile: *Spartina anglica*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=76&fr=1&sts=sss&lang=EN (2011-08-02).

[16] Gray, A.J.; Benham, P.E.M. (Ed.) (1990). *Spartina anglica*: a research review. ITE Research Publication, 2. Her Majesty's Stationery Office: London. ISBN 0-11701-477-X. 80 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120935]

[17] Hoys, M. (1995). Ecologisch streefbeeld voor het op te richten staatsnatuurreservaat "De IJzermonding" te Nieuwpoort-Lombardsijde: studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL, Afdeling Natuur. Universiteit Gent, L.P.: Gent. 45 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=24987]

[18] Minchin, D. (2009). *Spartina anglica* Hubbard, common cordgrass (Poaceae, Magnoliophyta), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 297. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=135057]

[19] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[20] Doody, J.P. (Ed.) (1984). *Spartina anglica* in Great Britain: a report of a meeting held at Liverpool University on 10th November 1982. Focus on Nature Conservation, 5. Nature Conservancy Council: Huntingdon. ISBN 0-86139-279-5. 72 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=120937]

[21] Grevstad, F.S.; Wecker, M.S.; Strong, D.R. (2004). Biological control of Spartina. in Third International Conference on Invasive *Spartina*. 2004. San Francisco: San Francisco Estuary Invasive Spartina Project of the California State Coastal Conservancy.

[22] De Blauwe, H. (2011). De slijkgrascicade *Prokelisia marginata* (Hemiptera: Delphacidae), een exoot gebonden aan Engels slijkgras *Spartina townsendii*, verovert nu ook de Belgische kust. De Strandvlo 31(3-4): 80-88. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=211692]

[23] Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S.; De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN): Auckland, New Zealand. 12 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303186]

Vissen

10

Gobiosoma bosc

Naakte grondel

© INBO

Lector
Hugo Verreycken

Wetenschappelijke naam
Gobiosoma bosc (Lacepède, 1800) [1]

Gobiosoma bosc, ofwel de Naakte grondel, is een kleine vissoort die van nature voorkomt in estuariene omgevingen langsheen de **Noord- en Midden-Amerikaanse oostkust**. De soort werd vermoedelijk in West-Europa geïntroduceerd via de uitwisseling van **ballastwater** door transoceanische schepen. De Naakte grondel werd in **2018** voor de eerste maal in België waargenomen, in de Zeeschelde. De soort komt voor in diverse ondiepe estuariene habitats. Tot op heden is het aantal waarnemingen in België beperkt al is het mogelijk dat de vis ondergerapporteerd wordt door zijn beperkte grootte en eerder cryptische levenswijze.

Oorspronkelijke verspreiding

De Naakte grondel komt oorspronkelijk uit Noord-Amerika, waar hij gedijt langsheen de West-Atlantische kust van Massachusetts tot de Golf van Mexico [2-4].

Eerste waarneming in België

Het eerste Belgische exemplaar van de Naakte grondel werd in september 2018 gevangen tijdens een ankerkuilcampagne in de Zeeschelde, nabij Steendorp, op 6,5 m diepte [5,6].

Verspreiding in België

Het voorkomen van de Naakte grondel werd tussen 2018 en 2023 een aantal keren bevestigd in de Zeeschelde nabij Steendorp en Doel [7,8], alsook in de gracht rondom het slot van Lillo [9] (zie ook waarnemingen.be).

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste melding van de Naakte grondel op West-Europese bodem was in 2009, toen een zevental exemplaren werden aangetroffen in de rivier de Wezer (Duitsland) [10]. In maart 2017 werd in het Nederlandse deel van het Noordzeekanaal een eerste exemplaar aangetroffen voor Nederland [6], gevolgd door een tweede examplaar in oktober 2018 [11].

Wijze van introductie

Daar de soort in West-Europa steeds werd aangetroffen langsheen internationale scheepvaartroutes in de nabijheid van internationale havens (Amsterdam, Antwerpen, Bremen), doet vermoeden dat de uitwisseling van ballastwater door transoceanische schepen aan de basis ligt van de introductie(s) in Europa [6,10].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Op basis van het beperkt aantal observaties kan er op heden bezwaarlijk gesteld worden dat de soort succesrijk is in onze regio, al bestaat de kans dat de vis ondergerapporteerd wordt omwille van zijn beperkte grootte en eerder cryptische aard [12]. Doch, niettegenstaande de Naakte grondel vaak wordt gecategoriseerd als een tropische soort met een tempartuurbereik tussen 11 en 33°C [13], komt hij toch ook voor in gematigde breedtegraden in de westelijke Atlantische Oeaan [12].

Genetisch onderzoek van de in Duitsland gevangen exemplaren bracht aan het licht dat de vissen in kwestie gelinkt konden worden aan de Atlantische populaties (Florida, Mid-Atlantisch) en geen connecties met populaties uit de Golf van Mexico vertoonden [12]. Dit kan erop wijzen dat de voorouders van de aangetroffen exemplaren in het Noordzeegebied reeds fenotypische eigenschappen bezaten die verband houden met de aanpassing aan de heersende klimatologische omstandigheden ter hoogte van de noordelijke grens van de soort zijn natuurlijk verspreidingsgebied [7].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Niettegenstaande volwassen exemplaren van de Naakte grondel een demersale levenswijze kennen, hebben de larven een planktonische fase [12], waardoor ze op deze wijze makkelijk in ballastwater verzeild kunnen geraken en zo over grote afstanden getransporteerd kunnen worden [14].

De Naakte grondel wordt gekenmerkt als zijnde 'sterk afhankelijk van estuariene condities' [15]. De soort komt voor in diverse ondiepe estuariene habitats (zanderig en modderig substraat, schorren, oesterriffen, getijdenpoelen) [16-20] en kent een grote tolerantie tegenover saliniteitsvariaties (0-45 psu) [21], maar lijkt toch vaker voor te komen in estuaria met een eerder lage tot gematigde saliniteit [16]. Ondanks de temperatuurtolerantie tot minstens 11°C [13] is wel een minimale temperatuur van 18 à 20°C vereist voor de voorplanting [16,22], waarbij de vis complexe en verspreide microhabitats verkiest (bv. oesterriffen) om te kunnen schuilen [12]. De meest noordelijke natuurlijke voortplanting in de westelijke Atlantische Oceaan werd geobserveerd in Chesapeake Bay [23], waar de larven de meest voorkomende soort uitmaken van het ichthyoplankton (i.e. verzamelnaam voor viseieren en -larven) [24].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Op basis van de beschikbare informatie over temperatuur, saliniteit, diepte, bodemsubstraat en het voorkomen van oesterriffen, wordt het invasierisico voor het Noordzeegebied onder de huidige klimaatomstandigheden als eerder 'laag-medium' ingeschat [7]. Wel wordt verwacht dat op basis van de toekomstige klimaatscenario's het potentieel invasierisico in de toekomst zal toenemen [7,25]. De effectieve impact van de Naakte grondel op inheemse soorten en ecosystemen is op heden echter nog niet bekend [26].

Er zijn geen specifieke maatregelen bekend die verband houden met het beheer of het bestrijden van deze soort. Wel werd in 2004 onder de koepel van de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) het Internationaal verdrag voor de controle en het beheer van ballastwater en sediment van de scheepvaart (BWMC) aangenomen, dat in 2017 in werking is getreden. Dit verdrag heeft tot doel de verspreiding van (invasieve) aquatische organismen van de ene regio naar de andere te voorkomen door normen en procedures

vast te stellen voor het beheer en de controle van het ballastwater en de sedimenten van schepen.

Specifieke kenmerken

De Naakte gondel wordt maximaal zo'n 6 cm lang en wordt gekenmerkt door de afwezigheid van schubben, wat onmiddelijk ook zijn naam verklaart [2,6]. De kleur varieert van geel tot bruin, maar is sterk variabel. Zo is de kleur bij levende exemplaren dorsaal groenachtig tot donker en ventraal bleek, waarbij de nek en zijkanten gekenmerkt worden door 9 à 10 zeer smalle bleke dwarsstrepen. De borstvin is groenachtig terwijl de andere vinnen eerder naar zwart neigen [27]. De staartvin is iets lichter dan de rugvinnen en op het voorste deel van de dorsale vin komt een zwarte vlek voor [2,27]. Over het algemeen zijn de mannelijke exemplaren iets donkerder dan dan de vrouwelijk vissen [27]. Een uitgebreide soortbeschrijving is o.a. terug te vinden in de literatuur [6].

In zijn natuurlijke verspreidingsgebied voedt de Naakte grondel zich in hoofdzaak met ringwormen en kleine kreeftachtigen [18,28]. De larvale en juveniele Naakte grondels zijn op hun beurt predatoren van zoöplankton, inclusief larven van bivalven [18,29,30]. De grote voedselvoorraden voor larvale Naakte grondels ter hoogte van oesterbanken verhogen de groeisnelheid en verkorten het planktonisch stadium van de vissen, hetgeen de predatierisico's door roofdieren vermindert [31,32].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Gobiosoma bosc* (Lacepède, 1800). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=159767 (2024-10-18).

[2] Robbins, C.R.; Ray, G.C. (1986). A field guide to Atlantic Coast fishes of North America. Peterson Field Guide Series, 32. Houghton Mifflin: Boston. ISBN 978-0395318522. 512 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381618]

[3] Van Tassell, J.L. (2011). Gobiidae of the Americas, in: Patzner, R.A. et al. (Ed.) The biology of gobies. pp. 139-176. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208949]

[4] Hubbs, C.; Edwards, R.J.; Garrett, G.P. (1991). An annotated checklist of the freshwater fishes of Texas, with keys to the identification of species. Texas J. Sci. 53(4): 2-87 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381619]

[5] Breine, J.; Galle, L.; Lambeens, I.; Maes, Y.; Terrie, T.; Van Thuyne, G. (2019). Monitoring van de visgemeenschap in het Zeeschelde-estuarium. Ankerkuilcampagnes 2018. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2019(7). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel. 68 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=306377]

[6] Verreycken, H.; Galle, L.; Lambeens, I.; Maes, Y.; Terrie, T.; Van den Bergh, E.; Breine, J. (2019). First record of the naked goby, *Gobiosoma bosc* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae), from the Zeeschelde, Belgium. Acta Ichtyol. Piscat. 49(3): 291-294. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=316778].

[7] Dodd, J.A.; Copp, G.H.; Tidbury, H.J.; Leuven, R.S.E.W.; Feunteun, E.; Olsson, K.H.; Gollasch, S.; Jelmert, A.; O'Shaughnessy, K.A.; Reeves, D.; Brenner, J.; Verreycken, H. (2022). Invasiveness risks of naked goby, *Gobiosoma bosc*, to North Sea transitional waters. Mar. Pollut. Bull. 181: 113763. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=353699]

[8] Bauwens, F.; Van den Neucker, T. (2023). Een speurtocht naar niet-inheemse soorten in het Galgeschoor en het Doeldok te Antwerpen. De Strandvlo 43(2): 39-50. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=380571]

[9] De Smedt, P.; Severijns, N.; Soors, J.; Van den Neucker, T.; Bauwens, F. (2022). Kruisbestuiving bij het fort van Lillo. De Strandvlo 42(2): 37-52. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=362227]

[10] Thiel, R.; Scholle, J.; Schulze, S. (2012). First record of the naked goby *Gobiosoma bosc* (Lacepède, 1800) in European waters. Bioinvasions Records 1(4): 295-298. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381258]

[11] Van Emmerik, W.; Beelen, P. (2018). Eerste hengelvangst Naakte grondel. Kijk op Exoten 7(2): 11-11. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381620]

[12] Moore, C.S.; Ruocchio, M.J.; Blakeslee, A.M.H. (2018). Distribution and population structure in the naked goby *Gobiosoma bosc* (Perciformes: Gobiidae) along a salinity gradient in two western Atlantic estuaries. PeerJ 6: e5380. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381257]

[13] Darcy, G.H. (1980). Comparison of ecological and life history information on gobiid fishes, with emphasis on the southeastern United States. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFC-15. NOAA: USA. 53 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381621]

[14] Carlton, J.T.; Geller, J.B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science (Wash.) 261: 78-82. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=26986]

[15] Able, K.W. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. Est., Coast. and Shelf Sci. 64: 5-17 In: Estuarine, Coastal and Shelf Science. Academic Press: London; New York. ISSN 0272-7714; e-ISSN 1096-0015 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208085]

[16] Dahlberg, M.D.; Conyers, J.C. (1973). An ecological study of *Gobiosoma bosc* and *G. ginsburgi* (Pisces, Gobiidae) on the Georgia coast. Fish. Bull. 71(1): 279-287. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381411]

[17] Crabtree, R.E.; Dean, J.M. (1982). The structure of two South Carolina estuarine tide pool fish assemblages. Estuaries 5(1): 2-9. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381274]

[18] Breitburg, D.L. (1999). Are three-dimensional structure and healthy oyster populations the keys to an ecologically interesting and important fish community?, in: Luckenbach, M. et al. Oyster reef habitat restoration: a synopsis and synthesis of approaches. Proceedings from the symposium, Williamsburg, Virginia, April 1995. pp. 239-250. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381450]

[19] Harding, J.M.; Mann, R. (2000). Estimates of naked goby (*Gobiosoma bosc*), striped blenny (*Chasmodes bosquianus*) and eastern oyster (*Crassostrea virginica*) larval production around a restored Chesapeake Bay oyster reef. Bull. Mar. Sci. 66(1): 29-45. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381412]

[20] Lehnert, R.L.; Allen, D.M. (2002). Nekton use of subtidal oyster shell habitat in a Southeastern U.S. estuary. Estuaries 25(5): 1015-1024. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381277]

[21] Dawson, C.E. (1969). Studies on the gobies of Mississippi Sound and adjacent waters II. An illustrated key to the gobioid fishes. Wilkes Printing Company: Mississippi. 60 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391060]

[22] Bechler, D.L. (1996). Reproductive strategies in a population of *Gobiosoma bosci* (Osteichthyes: Gobiidae) with slow and fast maturing individuals. Gulf Res. Rep. 9(3): 177-182. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381413]

[23] Shenker, J.M.; Hepner, D.J.; Frere, P.E.; Currence, L.E.; Wakefield, W.W. (1983). Upriver migration and abundance of naked goby (*Gobiosoma bosci*) larvae in the Patuxent river estuary, Maryland. Estuaries 6(1): 36-42. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381278]

[24] Breitburg, D.L.; Palmer, M.A.; Loher, T. (1995). Larval distributions and the spatial patterns of settlement of an oyster reef fish: responses to flow and structure. Mar. Ecol. Prog. Ser. 125: 45-60. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381256]

[25] Britton, J.R.; Cucherousset, J.; Davies, G.D.; Godard, M.J.; Copp, G.H. (2010). Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. Freshwat. Biol. 55(5): 1130-1141. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381255]

[26] Fuller, P. (2019). *Gobiosoma bosc* (Lacep`ede, 1800): U.S. Geological Survey. https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=710, Revision Date: 6/15/2011, Peer Review Date: 4/1/2016. Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. https://nas.er.usgs.gov/. (2023-10-16).

[27] Hendrickson D.A., Cohen A.E. (2015). Fishes of Texas Project Database (Version 2.0). Ichthyology Collection of the Texas Natural History Collections in the Biodiversity Collections of the Department of Integrative Biology at the University of Texas at Austin, Austin TX, USA. (2019-03-11) DOI: 10.17603/C3WC70

[28] Breder, C.M. (1948). Field book of marine fishes of the Atlantic Coast from Labrador to Texas. G. P. Putnam's Sons: New York. xxxvii, 332 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381415]

[29] Coen, L.; Luckenbach, M.W. (2000). Developing success criteria and goals for evaluating oyster reef restoration: Ecological function or resource exploitation? Ecol. Eng. 15(3-4): 323-343. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=306513]

[30] Harding, J.M. (1999). Selective feeding behavior of larval naked gobies *Gobiosoma bosc* and blennies *Chasmodes bosquianus* and *Hypsoblennius hentzi*: preferences for bivalve veligers. Mar. Ecol. Prog. Ser. 179: 145-153. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381254]

[31] Houde, E.D.; Schekter, R.C. (1980). Feeding by marine fish larvae: developmental and functional responses. Environ. Biol. Fish. 5(4): 315-334. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393491]

[32] Hunter, J.R. (1981). Feeding ecology and predation of marine fish larvae, in: Lasker, R. (Ed.) Marine fish larvae: morphology, ecology, and relation to fisheries. pp. 33-77. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393473]

Micropogonias undulatus

Knorrepos

© Henk Heessen - RIVO

Lector
Filip Volckaert

Wetenschappelijke naam

Micropogonias undulatus (Linnaeus, 1766) [1]

De Latijnse naam *Micropogonias undulatus* betekent letterlijk: met de korte (micro-) baard (pogon). Deze vis kreeg de naam 'Knorrepos' toegewezen door het Nederlandse Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) in 2005. Enerzijds omdat de soort lijkt op onze pos *Gymnocephalus cernua* en anderzijds vanwege de typische knorrende geluiden die deze vis maakt wanneer hij wordt vastgenomen. Deze geluiden worden geproduceerd door het aanspannen van de zwemblaas [2].

De Knorrepos *Micropogonias undulatus* komt oorspronkelijk enkel voor aan de **Amerikaanse oostkust**, waar het één van de meest algemene bodemvissen is. Door zijn levenswijze nabij de bodem is het weinig waarschijnlijk dat de soort op eigen houtje de Atlantische oceaan wist over te steken. Zo kan transport in **ballastwater** van schepen aan de oorsprong van een introductie in Europa gelegen hebben. De Knorrepos is sinds **1998** in beperkte aantallen aanwezig in Nederland en België.

Oorspronkelijke verspreiding

De Knorrepos komt oorspronkelijk voor aan de oostkust van de Verenigde Staten en in de Golf van Mexico (noordwestelijke en zuidwestelijke Atlantische Oceaan). Daar is ze langs de kusten een van de meest algemene bodemvissen. Er leeft tevens een populatie aan de Atlantische kusten van Zuid-Brazilië en Noord-Argentinië [3,4].

Eerste waarneming in België

De Knorrepos werd voor de eerste keer in België waargenomen op 17 augustus 1998. Een garnaalvisser haalde toen een onvolwassen visje boven voor de kust van Oostende, maar wist toen niet welke soort het betrof [2].

Verspreiding in België

De soort is nog maar drie keer waargenomen in Belgische wateren [3]. Na een eerste waarneming in 1998 in Oostende [4] werd het visje een tweede keer gezien in oktober 2001 in de Zeeschelde, voor Antwerpen [2]. Vier jaar later – op 24 augustus 2005 – was het opnieuw een garnaalvisser die een Knorrepos voor de kust opviste. Dit was de derde – en voorlopig laatste – waarneming van deze soort in Belgische wateren [3].

Het gevestigd karakter van de Knorrepos in Belgische wateren vormt onderdeel van discussie, terwijl de soort wel als gevestigd wordt beschouwd in Nederlandse wateren. Enerzijds typeert ICES (*International Council for the Exploration of the Sea*) de permanente vestiging van deze soort als 'onzeker' [5]. Anderzijds stellen een aantal wetenschappers dat het erg waarschijnlijk is dat de Knorrepos permanent voorkomt in sommige Belgische havens en/of riviermondingen. Om dit te staven hebben wetenschappers de gehoorsteentjes (otolieten) van de gevonden jonge vissen onderzocht. Deze vertonen – net als bij bomen – groeiringen, aan de hand waarvan men de leeftijd van een vis kan bepalen. Als vissen in ongunstige omstandigheden leven, bv. tijdens transport in ballastwater van een schip en met weinig voedsel voorhanden, dan wordt hun groei vertraagd en is dit tevens te zien in de op dat moment aangemaakte ringen van de gehoorsteentjes. Dit bleek echter niet het geval, waaruit de wetenschappers afleiden dat de gevonden exemplaren hier werden geboren [2,6]. Op basis van deze resultaten wordt de soort als gevestigd beschouwd.

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland zijn er na de eerste waarnemingen van jonge vissen (oktober 2003: één exemplaar in de oostelijke Waddenzee; en oktober 2004: twee exemplaren in het Noordzeekanaal) [2] regelmatig waarnemingen van jonge en volwassen exemplaren in het Noordzeekanaal en in het Europoortgebied.

Wijze van introductie

Een aantal wetenschappers stelt dat 'alle' Knorrepossen die in West-Europa worden waargenomen, geïntroduceerd werden als (post-)larvale stadia of als jonge vissen in het ballastwater van schepen [7]. Het is voor een kustgebonden bodembewonende vissoort niet evident om zelfstandig de Atlantische oceaan over te steken. Anderen zijn dan weer van mening dat de soort zich hier reeds voortplant, onder meer in het Noordzeekanaal (het kanaal tussen Amsterdam en IJmuiden). De jonge dieren die we hier aantreffen worden bijgevolg geacht hier geboren te zijn [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Knorrepossen werden sinds 2005 niet meer waargenomen in België, maar wel in Nederland. Dit belet niet dat de Knorrepos in de (nabije) toekomst algemener wordt. De Knorrepos is een bodemgebonden kustsoort [4] met een brede tolerantie voor saliniteit en temperatuur en kan daardoor op veel plaatsen gedijen (= eurytoop) [8]. Het Schelde-estuarium is met zijn grote waaier aan leefgebieden of habitats heel geschikt voor deze exotische vissoort.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In het oorsprongsgebied kunnen de larven via de oceaanstromingen nabijgelegen estuaria – tot 100 kilometer ver – bereiken [8]. Naast de scheepvaart (primaire introductie) kunnen natuurlijke processen tevens bijdragen tot de verdere (secundaire) verspreiding van deze soort in Europa.

Verder is de Knorrepos bestand tegen lage zuurstofgehaltes (hypoxie) en zou deze exoot daardoor beter kunnen overleven dan sommige andere inheemse soorten [9].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Ondanks de geringe vangsten wordt de Knorrepos in onze contreien geclassificeerd onder de gevestigde niet-inheemse soorten van het Schelde-estuarium, zonder daarbij een noemenswaardig effect op de biodiversiteit en ecosysteemfuncties uit te oefenen [10]. Tegenmaatregelen zijn dus ook nog niet ondernomen.

In Amerika staat de Knorrepos bekend als een lekkernij en wordt daarom veelvuldig gevangen. Hierdoor dreigt de vis in deze streken overbevist te geraken [4,11].

Specifieke kenmerken

De Knorrepos behoort tot de familie van de ombervissen (Sciaenidae), die typisch voorkomen in subtropische en tropische wateren. In het Noordoost-Atlantische gebied (inclusief Middellandse en Zwarte Zee) komen zeven soorten ombervissen inheems voor [12]. Enkel de Gewone ombervis *Argyrosomus regius* is – naast de Knorrepos – heel uitzonderlijk in de zuidelijke Noordzee te vinden [4]. De Knorrepos lijkt sterk op de Zeeraaf *Sciaena umbra*, een andere vissensoort binnen de familie van de ombervissen. Op basis van de gelijkenissen werd eerder de Nederlandse naam 'Amerikaanse zeeraaf' voorgesteld voor deze niet-inheemse soort [4].

De Knorrepos wordt gekenmerkt door een langwerpige lichaamsbouw, met een gewelfde rugzijde en een rechte buikzijde. Op de onderzijde van de mond staan drie tot vijf paar kindraden ingeplant. Het lichaam heeft een zilvergrijze tot bronzen kleur en is voorzien van opvallende schuine strepen. Volwassen exemplaren kunnen tot 55 cm lang worden en wegen ongeveer 2,5 kg. De rugvin bestaat uit twee delen (tweeledig): het eerste deel bevat tien harde stekels, het tweede deel heeft één harde en 27 zachte vinstralen. De anaalvin heeft twee zachte en acht harde stralen [2,4].

De Knorrepos trekt als postlarve riviermondingen (estuaria) binnen. 's Winters bevinden de volwassen vissen zich verder in zee om zich voort te planten (tot 100 meter diep) [13]. In het voorjaar zullen ze de riviermondingen opzwemmen om er de zomer door te brengen. Het is een vissoort die typisch voorkomt op zandige en modderige bodems, en die zich daar vooral voedt met bodemdieren, zoals wormen, kleine kreeftachtigen of visjes [2,4,9].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Micropogonias undulatus* (Linnaeus, 1766). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=151158 (2024-10-18).

[2] Dekker, W.; Daan, N.; Heesen, H.; Van der Heij, W. (2005). De Knorrepos *Micropogonias undulatus* (L.), een nieuwe vissoort in Nederland. De Levende Natuur 106(2): 66-67. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=78328]

[3] Kerckhof, F. (2006). National report Belgium, 2005, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 43-45. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111238]

[4] Rappé, G. (2002). Eerste vangst van *Micropogonias undulatus* (Linnaeus, 1766), een Amerikaanse vis, in Belgische en Europese wateren. De Strandvlo 22(3-4): 119-121. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=31434]

[5] Gollasch, S.; Haydar, D.; Minchin, D.; Wolff, W.J.; Reise, K. (2006). WGITMO input to REGNS - Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 121-132. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208974]

[6] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[7] Stevens, M.; Rappé, G.; Maes, J.; Van Asten, B.; Ollevier, F. (2004). *Micropogonias undulatus* (L.), another exotic arrival in European waters. J. Fish Biol. 64(4): 1143-1146. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=59760]

[8] Schaffler, J.J.; Reiss, C.S.; Jones, C.M. (2009). Spatial variation in otolith chemistry of Atlantic croaker larvae in the Mid-Atlantic Bight. Mar. Ecol. Prog. Ser. 382: 185-195. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135071]

[9] Mohan, J.; Walther, B. (2016). Out of breath and hungry: natural tags reveal trophic resilience of Atlantic croaker to hypoxia exposure. Mar. Ecol. Prog. Ser. 560: 207-221. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296649]

[10] VLIZ (2011). Indicatoren voor het Schelde-estuarium. VLIZ Special Publication, 50. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. 165 pp. [http://www.vliz.be/imis?module=ref&refid=206086]

[11] Barbieri, L.R.; Chittenden, M.E.; Jones, C.M. (1997). Yield-per-recruit analysis and management strategies for Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, in the Middle Atlantic Bight. Fish. Bull. 95(4): 637-645. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120955]

[12] Chao, N.L. (1986). Sciaenidae, in: Whitehead, P.J.P. et al. Poissons de l'Atlantique du Nord-est et de la Méditerranée, Volume II = Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Volume II. UNESCO: Paris: pp. 865-874. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=129246]

[13] Forward, R.B.; Reinsel, K.A.; Peters, D.S.; Tankersley, R.A.; Churchill, J.H.; Crowder, L.B.; Hettler, W.F.; Warlen, S.M.; Green, M.D. (1999). Transport of fish larvae through a tidal inlet. Fish. Oceanogr. 8: 153-172. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119083]

Neogobius melanostomus

Zwartbekgrondel

© Rostislav Stefanek

Lector
Hugo Verreycken

Wetenschappelijke naam
Neogobius melanostomus (Pallas, 1814) [1]

De Zwartbekgrondel *Neogobius melanostomus* is een bodemvis die oorspronkelijk voorkomt in de **Zwarte Zee en** de **Kaspische Zee**. De soort is voornamelijk via **ballastwater** getransporteerd naar andere delen van Europa en Noord-Amerika, maar kan zich ook op natuurlijke wijze verspreiden. De Zwartbekgrondel werd voor het eerst in België waargenomen in **2010**, in het Schelde-estuarium nabij Antwerpen. De Zwartbekgrondel kent ondertussen een verspreid voorkomen en kan in grote aantallen aangetroffen worden in de Grensmaas en het Albertkanaal. Ook het Kanaal Gent-Terneuzen, de Zeeschelde en andere kanalen en rivieren zijn ondertussen gekoloniseerd door de Zwartbekgrondel.

Oorspronkelijke verspreiding

De Zwartbekgrondel *Neogobius melanostomus* komt oorspronkelijk voor in ondiepe zones van de Zwarte Zee, de Zee van Azov, de Zee van Marmara en de Kaspische Zee. Verder leeft deze soort in de estuaria van rivieren die in deze zeeën uitmonden, waaronder de Dnjestr, de Don en de Donau. De Zwartbekgrondel is minder talrijk in het zuiden van de Zwarte Zee, waar het zoutgehalte hoger ligt, te wijten aan een beperktere aanvoer van zoetwater via de rivieren [2,3].

Eerste waarneming in België

De Zwartbekgrondel werd voor het eerst in België waargenomen op 8 april 2010, in het Schelde-estuarium nabij de Liefkenshoektunnel. Het eerste exemplaar werd aangetroffen in een fuik van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), als onderdeel van een monitoringsprogramma van vissen in de Schelde [4].

Verspreiding in België

Twee maanden na de ontdekking van het eerste specimen in de Schelde, werden door een hengelaar 12 exemplaren opgevist uit het Albertkanaal, nabij Hasselt [4]. Diezelfde maand werd een ander specimen aangetroffen in een fuik in de Schelde nabij Zandvliet [4]. Sindsdien is de Zwartbekgrondel sterk verspreid geraakt en komt de exoot in grote aantallen voor in het Albertkanaal (van Antwerpen tot Kanne) en talrijke andere kanalen en rivieren, zoals het Kanaal Gent-Terneuzen, de Zeeschelde, de Grensmaas, het Kanaal Brussel-Zeeschelde, het Kanaal Dessel-Kwaadmechelen, etc. [5,6]. In de Maas in Wallonië kent de Zwartbekgrondel ook een algemeen voorkomen [7].

Verspreiding in onze buurlanden

Reeds vóór de eerste waarnemingen in België werd de Zwartbekgrondel in 2004 aangetroffen in het Nederlandse Deltagebied [4,8]. Deze waarneming in de rivier Lek, nabij Schoonhoven, betrof de eerste waarneming van de soort in estuaria en rivierbekkens in het Noordzeegebied. Hierna nam het aantal waarnemingen aanzienlijk toe, de Zwartbekgrondel koloniseerde de grote rivieren vanuit het benedenrivierengebied en het Noordzeekanaal, waar hij ook in brakwater voorkomt [9]. In de Elbe werden de eerste exemplaren van de Zwartbekgrondel gevonden in 2008 ter hoogte van Hamburg [10] en tussen 2011 en 2013 werden ze daar frequent opgevist door hengelaars. Ook in de bovenloop van de Elbe ter hoogte van Tsjechië komt de soort officieel voor sinds 2015 [11].

In West-Europa komt de vis verder ook in Duitsland en Frankrijk voor, waar populaties werden waargenomen in de Rijn, de Weser en de bovenloop van de Donau [4,12], de Franse Rijn en de Moezel [13]. In de rest van Europa wordt de soort ondertussen aangetroffen in landen die deel uitmaken van het Donaubekken, in de Baltische Zee en in Rusland. De Baltische Zee wordt gekenmerkt door een lager zoutgehalte in vergelijking met andere zeeën, waardoor de Zwartbekgrondel hier toch kan overleven. In 2011 werd de soort in Finland waargenomen [14,15].

De eerste waarnemingen buiten het oorspronkelijke leefgebied dateren uit de jaren '80 in Rusland [16]. Begin jaren '90 kwam de soort voor in de Baai van Gdansk in Polen [16], van waaruit deze exoot zich verder heeft verspreid over grote delen van de Baltische Zee, van Duitsland tot Zweden en Estland [17].

Wijze van introductie

Het ballastwater van schepen vormt de voornaamste transportvector voor de Zwartbekgrondel. Deze transportwijze heeft ervoor gezorgd dat de soort zich snel over grote delen van Europa en Noord-Amerika heeft kunnen verspreiden [18]. Recentelijk werd de introductiewijze van de Zwartbekgrondel in België via ballastwater bevestigd op basis van genetische en parasitaire informatie [19]. Het is aannemelijk dat de grondel zich vanuit de gekoloniseerde gebieden op een natuurlijke manier verder heeft verspreid, hoewel deze soort niet als een goede zwemmer aanzien wordt. Toch is al vastgesteld dat sporadisch relatief lange afstanden kunnen afleggen [20].

De aanleg van een aantal belangrijke kanalen heeft de verspreiding in de hand gewerkt. Zo kon de soort in Belgische wateren terechtkomen langs het Main-Donaukanaal, dat het Rijnbekken met het Donaubekken verbindt, en het Schelde-Rijnkanaal [4]. Opzettelijke of accidentele vrijlatingen uit aquaria kunnen eveneens aan de basis liggen van incidentele introducties van de Zwartbekgrondel buiten het oorspronkelijke leefgebied [21]. In de jaren '50 werd de soort bv. uitgezet in het Aralmeer om de lokale fauna te verrijken [22].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Zwartbekgrondel wordt gekenmerkt door een sterke saliniteitstolerantie en komt van nature voor in zowel zoet (Europese rivieren) als brak water (Kaspische Zee en de Zwarte Zee, met zoutgehaltes van respectievelijk 13 en 19 psu) [16,20,21,23,24]. Deze exoot zou ook reeds gesignaleerd zijn in water met een hoger zoutgehalte (tot 40,5 psu) [25], hoewel dit vrij uitzonderlijk lijkt en enkel te wijten zou kunnen zijn aan een andere chemische samenstelling van het zout [20]. Een laboratoriumexperiment toonde immers aan dat de Zwartbekgrondel niet kan overleven in zeewater (35 psu) [26]. Hoewel Zwartbekgrondels een saliniteit van 30 psu lijken te tolereren, blijkt dit wel een negatief effect te hebben op hun lichaamlijke conditie [27]. Het is dan ook evident dat er nooit gevestigde populaties

van Zwartbekgrondels worden aangetroffen in volledig mariene milieus [24]. Bijgevolg is het onwaarschijnlijk dat deze soort de Noordzee zal koloniseren.

Zwartbekgrondels kunnen tot enkele dagen lang water met een laag zuurstofgehalte (tot 4 mg/l) verdragen en zijn tolerant voor temperaturen van 0 tot 30 °C [20]. Om goed te kunnen gedijen heeft de soort een rijke voedselbasis nodig, bestaande uit weekdieren, schaaldieren en juveniele visjes, en mag de predatiedruk, door onder meer kabeljauw, snoek, paling of kleine zeezoogdieren, niet te hoog zijn [21]. Verder geeft de soort een voorkeur voor harde of dicht (met vegatetatie) begroeide bodems, hoewel de Zwartbekgrondel ook op zanderige bodems kan voorkomen [21]. De gevarieerde habitats, en vooral de typische, niet-natuurlijke verstevigingen met stortsteen in de Belgische rivieren, kanalen en estuaria, zorgen ervoor dat de soort hier goed kan gedijen. Stortsteen voorziet in schuilmogelijkheden en vormt een geschikte plaats om hun eieren af te zetten [28]. In Nederland stelt men als oplossing voor om meer natuurlijkere oever- en substraattypes te gebruiken, aangezien deze een lager aantal uitheemse grondels herbergen dan niet-natuurlijke oever- en substraattypes [29].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Aangezien de Zwartbekgrondel een bodembewonende vis is die wateren verkiest met een diepte tussen 0 en 30 meter [21], kan de vis mede om deze reden (in combinatie met ongunstige saliniteit en het feit dat het een slechte zwemmer betreft) niet op natuurlijke wijze de Atlantische Oceaan hebben overgestoken. De populaties in de Grote Meren van Noord-Amerika zijn dus enkel en alleen te wijten aan transport via ballastwater van zeeschepen [18]. Daarnaast heeft het gebruik van ballastwater (zowel transoceanisch als via binnenvaart), naast de aanleg van kanalen, ervoor gezorgd dat de soort zich relatief eenvoudig kon verspreiden over het Europese continent. Op deze manier werd dispersie mogelijk gemaakt vanuit de Zwarte Zee naar onze streken en naar de Baltische Zee [4].

Neogobius melanostomus larven zijn pelagisch tijdens de nacht waar ze zich voeden met zoöplankton nabij het wateroppervlak, op een diepte tussen 0 en 9 meter [30,31]. Nachtelijk uitwisselen van ballastwater kan hierdoor de verspreiding van duizenden juvenielen in de hand werken [20].

Aangezien de Zwartbekgrondel op de bodem leeft, er zijn eitjes legt en geen echte larven heeft [4,21], zijn het vrijwel zeker de juveniele dieren die via ballastwater worden verspreid [19,21]. Wijzigingen aan natuurlijke ecosystemen, zoals het aanleggen van dijken of golfbrekers, creëren nieuwe habitats voor de Zwartbekgrondel, waardoor verdere verspreiding in de hand wordt gewerkt [29,32].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Zwartbekgrondel kan een negatieve invloed uitoefenen op bestaande voedselwebben en kan inheemse gemeenschappen van weekdieren en schaaldieren benadelen, waardoor hij als invasief kan worden beschouwd [21]. Experimenten in Noord-Amerika hebben aangetoond dat Driehoeksmossels (*Dreissena polymorpha*) aanzienlijk in aantal verminderen bij aanwezigheid van de Zwartbekgrondel [33]. Deze Driehoeksmossel of Zebramossel is daar echter zelf een invasieve exoot en wordt bovendien door de Zwartbekgrondel als voedsel verkozen boven de inheemse Amerikaanse weekdieren [34]. Er wordt zelfs gespeculeerd dat de Zwartbekgrondel zich zou hebben aangepast aan een dieet van Driehoeksmossel. Het is namelijk zo dat, om de mossel te kunnen verteren, zijn schelp eerst moet worden gebroken zodat verteringsenzymen het lichaam van de mossel zelf kunnen bereiken. Wanneer men de uitwerpselen onderzocht, bleken alle Driehoeksmossels te zijn verteerd, maar andere prooien, zoals mosselkreeftjes (Ostracoda), bleken niet verteerd en leefden soms nog [35]. De Gewone driehoeksmossel is als niet-inheemse soort ook in het Noordzeegebied aanwezig [36] en het is bewezen dat ze een belangrijk onderdeel van het dieet van de Zwartbekgrondel kan vormen [5,35] alhoewel ze eerder schaaldieren (vlokreeften, garnalen, Driehoeksmosselen, etc.) verkiezen [7,37]. Uit preliminair onderzoek in Vlaanderen blijkt dat Zwartbekgrondel een opportunistische voedingswijze heeft, waarbij de aanwezige aantallen van een prooisoort mede bepalend zijn voor de voedselkeuze [5].

Inheemse vissoorten worden benadeeld door de aanwezigheid van de Zwartbekgrondel [38]. De soort kan zich voeden met larven en juvenielen van andere vissen en op deze manier de natuurlijke populatie-aangroei verstoren [18]. Omwille van het hoge reproductiepotentieel van de Zwartbekgrondel (vrouwtjes kunnen jaarlijks meerdere keren eitjes leggen, in totaal tot bijna 10.000 per jaar [21]) verloopt concurrentie met de inheemse vissen vaak onevenwichtig. In Noord-Amerika heeft men aangetoond dat op deze manier een negatieve invloed uitgeoefend wordt op onder meer de Donderpad *Cottus bairdii* [39,40]. Ook in Nederland wordt de achteruitgang van populaties van Rivierdonderpad (*Cottus perifretum*) sinds 2000 in verband gebracht met de snelle expansie van de Zwartbekgrondel, die met deze soort concurreert [38]. Er zijn zelfs gevallen van directe predatie op andere soorten, zoals Bot, bekend [14]. De Zwartbekgrondel kan op zijn beurt zelf ook een nieuwe voedselbron vormen voor andere organismen. In zijn natuurlijke leefgebied wordt de soort voornamelijk bejaagd door vissen, zoals de Snoek (*Esox lucius*), de Steur (o.m. *Huso huso*), de Roofblei (*Aspius aspius*) en de Snoekbaars (*Sander lucioperca*) [41]. Ook in het geïntroduceerde leefgebied van de Noord-Amerikaanse Grote Meren zijn roofvissen de belangrijkste predatoren [18]. De predatie ligt hoger in open habitats met weinig mogelijkheden tot schuilen [28]. In de Baltische Zee heeft onderzoek dan weer aangetoond dat de Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*) een voorname predator is [42].

De Zwartbekgrondel kan als bodemvis gemakkelijk blootgesteld worden aan vervuilde sedimenten en kan hier relatief goed overleven [43]. Dit kan een probleem worden voor de mens wanneer vissoorten die voor consumptie bevist worden zich voeden met deze Zwartbekgrondels, waarvan het vlees de gifstoffen opstapelt [18,43,44].

Preventief zijn nog geen specifieke maatregelen genomen tegen de verdere verspreiding van de Zwartbekgrondel. De inwerkingtreding van het Internationaal Verdrag voor de controle en het beheer van ballastwater en sedimenten van schepen (september 2017) zou in de toekomst wel moeten leiden tot een verminderd transport van Zwartbekgrondel via ballastwater van transoceanische schepen. Daarnaast wordt de aanleg van natuurvriendelijke oever- en substraattypes in het huidig natuurbeheer als mitigerende maatregel toegepast [29]. Het opheffen van migratiebarrières op rivieren (in het kader van de Beneluxbeschikking van 2009) kan daarentegen de verdere verspreiding van allerlei invasieve, uitheemse soorten (zoals de Zwartbekgrondel) richting ecologisch interessante bovenlopen in de hand werken [7].

Om doeltreffend op te kunnen treden is het nodig dat de verspreiding van de Zwartbekgrondel nauwgezet opgevolgd wordt. Het is echter moeilijk, zo niet onmogelijk, om gevestigde populaties van uitheemse vissen en andere organismen uit te roeien. Het doelgericht vissen op Zwartbekgrondel zou wel een middel kunnen vormen om de verdere verspreiding van de soort in te dijken. De omvang van sommige populaties zou gerichte visserij zeker commercieel leefbaar maken; in de Golf van Gdansk in Polen wordt de Zwartbekgrondel nu al commercieel bevist [32]. Echter, de eventuele bijvangst van andere vissoorten die het nu reeds moeilijker hebben vormt hierin een knelpunt. Anderzijds kan tevens geopteerd worden om de visserij op de natuurlijke (inheemse) predatoren van de grondel, zoals Baars of Snoek, aan banden te leggen of om extra roofvissen uit te zetten. Kwabaal (*Lota lota*) lijkt hiervoor een geschikte soort; ze zijn tevens bodembewoners en schuilen graag tussen de stenen. Onderzoek in de Verenigde Staten heeft reeds aangetoond dat de Kwabaal zijn voedingsgedrag aangepast heeft aan de aanwezigheid van Zwartbekgrondel, waardoor deze laatste nu een van de meest abundante prooien is in de maag van de Kwabaal [45,46].

Daarnaast kan men de Zwartbekgrondel ook selectief in vallen lokken. De mannetjes stoten namelijk een balts van 175 Hz uit die vrouwtjes aantrekt. Wanneer dit geluid artificieel wordt nagebootst, slaagt men erin de vrouwtjes in de val te lokken [37,47].

Specifieke kenmerken

De Zwartbekgrondel is een relatief kleine bodemvis met een maximale lengte van ongeveer 25 cm (FishBase, 2018). Invasieve (zoetwater)populaties blijven over het algemeen kleiner met lengtes tussen de 6 en 10 cm [37]. De in Vlaanderen bemonsterde exemplaren van Zwartbekgrondel hebben een gemiddelde lengte van 7,1 cm en variëren tussen 1,3 en 19,2 cm (VIS-databank, INBO 2018). De soort lijkt op andere grondelsoorten en kan met deze verward worden. Zwartbekgrondel heeft echter een duidelijke zwarte vlek op de eerste rugvin die ontbreekt bij alle andere uitheemse grondels in Vlaanderen. Mannetjes worden iets groter dan de wijfjes en kleuren volledig zwart tijdens de paartijd [16]. De mannetjes doen er drie tot vier jaar over om volwassen te worden, de vrouwtjes maar één of twee jaar. Buiten hun natuurlijk leefgebied kan dit echter korter zijn [18]. De paartijd kan duren van

april tot juni of zelfs september [48] en de wijfjes leggen meerdere keren hun eitjes af tijdens het paaiseizoen. Het mannetje maakt een nest en bewaakt dit ook nadat de eieren gelegd zijn. Nadat de eieren uitkomen sterft het mannetje vaak van uitputting. Om het vrouwtje tot zijn nest aan te trekken, stoot hij een balts uit van rond de 175 Hz, hetgeen ook andere mannetjes afstoot [37].

De tweede rugvin heeft geen stekels en zoals bij alle soorten van de Gobiidae zijn de buikvinnen vergroeid tot een zuignap waarmee de vis zich in snel stromend water kan vasthechten aan de bodem [4,21]. De Zwartbekgrondel voedt zich voornamelijk met weekdieren, visseneitjes, larven en vlokreeftjes [37,49].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=126916 (2024-10-18).

[2] Charlebois, P.M.; Corkum, L.D.; Jude, D.J.; Knight, C. (2001). The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: current research and future needs. J. Great Lakes Res. 27(3): 263-266. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312573]

[3] Charlebois, P.; Marsden, J.E.; Goettel, R.G.; Wolfe, K.R.; Jude, D.J.; Rudnika, S. (1998). The round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas): a review of European and North American literature. Illinois Natural History Survey Special Publication, 20. Illinois Natural History Survey: [s.l]. 76 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=313467]

[4] Verreycken, H.; Breine, J.J.; Snoeks, J.; Belpaire, C. (2011). First record of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) in Belgium. Acta Ichtyol. Piscat. 41(2): 137-140. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=210597]

[5] Verreycken, H. (2014). Veranderende visbestanden: Adaptatie en voedselvoorkeur van exotische grondels in Vlaanderen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239987]

[6] Bosveld, J.; Kroes, M. (2010). Onderzoek visstand Haven van Gent en het Kanaal Gent-Terneuzen. Tauw: Utrecht. 47 + bijlagen pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206518]

[7] Verreycken, H. (2018). Persoonlijkemededeling

[8] Van Beek, G.C.W. (2006). The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands. Aquat. Invasions 1(1): 42-43. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=97426]

[9] Spikmans, F.; Van Kessel, N.; Dorenbosch, M.; Kranenbarg, J.; Bosveld, J.; Leuven, R. (2010). Plaag risico: Analyse van tien exotische vissoorten in Nederland. Natuurbalans – Limes Divergens, Stichting RAVON/Radboud Universiteit Nijmegen/Stichting Bargerveen: Nijmegen. 84 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297559]

[10] Hempel, M.; Thiel, R. (2013). First records of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Elbe River, Germany. Bioinvasions Rec. 2(4): 291-295. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301027]

[11] Roche, K.; Janác, M.; Šlapanský, L.; Mikl, L.; Kopecek, L.; Jurajda, P. (2015). A newly established round goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe = La population de gobie à taches noires nouvellement implantée (*Neogobius melanostomus*) dans un bief amont du fleuve Elbe. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 416: 11. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301032]

[12] Brunken, H.; Castro, J.F.; Hein, M.; Verwold, A.; Winkler, M. (2012). Erstnachweis der Schwarzmund-Grundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in der Weser = First records of round goby Neogobius melanostomus (Pallas, 1814) in the river Weser. Lauterbornia 75: 31-37. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301026]

[13] Manné, S.; Poulet, N.; Demski, S. (2013). Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 411(02): 1-17. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297562]

[14] Schrandt, M.N.; Stone, L.C.; Klimek, B.; Mäkelin, S.; Heck Jr., K.L.; Mattila, J.; Herlevi, H.A. (2016). A laboratory study of potential effects of the invasive round goby on nearshore fauna of the Baltic Sea. Aquat. Invasions 11(3): 327-335. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297565]

[15] Michalek, M.; Puntila, R.; Strake, S.; Werner, M. (2012). Abundance and distribution of round goby (*Neogobius melanostomus*). http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/biodiversity/abundance-and-distribution-of-round-goby (2017-06-09).

[16] Marsden, J.E.; Charlebois, P.M.; Wolfe, R.K.; Jude, D.J.; Rudnika, S. (1997). The round goby (*Neogobius melanostomus*): a review of European and North American literature: with notes from the Round Goby Conference, Chicago, 1996. Illinois Natural History Survey Special Publication, 20. Illinois Natural History Survey: Illinois. 61 + Appendixes I-III pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239792]

[17] Ojaveer, H. (2006). The round goby *Neogobius melanostomus* is colonising the NE Baltic Sea. Aquat. Invasions 1(1): 44-45. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=97428]

[18] Corkum, L.D.; Sapota, M.R.; Skora, K.E. (2004). The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. Biological Invasions 6(2): 173-181. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=197010]

[19] Mombaerts, M.; Verreycken, H.; Volckaert, F.A.M.; Huyse, T. (2014). The invasive round goby *Neogobius melanostomus* and tubenose goby *Proterorhinus semilunaris*: two introduction routes into Belgium. Aquat. Invasions 9(3): 305-314. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=246919]

[20] Kornis, M.S.; Mercado-Silva, N.; Vander Zanden, M.J. (2012). Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. J. Fish Biol. 80(2): 235-285. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297569]

[21] Skora, K.E.; Olenin, S.; Gollasch, S. (1999). *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) Gobiidae, Osteichtys (Black spotted goby), in: Gollasch, S. et al. Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact: prepared by Members of the European Union Concerted Action on testing monitoring systems for risk assessment of harmful introductions by ships to European waters (MAS-CT-97-0111). Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, University of Kiel: Kiel, Germany: pp. 69-73. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=123820]

[22] Glantz, M.H. (Ed.) (1999). Creeping environmental problems and sustainable development in the Aral Sea Basin. Cambridge University Press: Cambridge. ISBN 0-521-62086-4. xii, 291 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=297578]

[23] Cross, E.E.; Rawding, R.D. (2009). Acute thermal tolerance in the round goby, *Apollonia melanostoma* (*Neogobius melanostomus*). J. Therm. Biol 34(2): 85-92. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297581]

[24] Hempel, M.; Thiel, R. (2015). Effects of salinity on survival, daily food intake and growth of juvenile round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) from a brackish water system. J. Appl. Ichthyol. 31(2): 370-374. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=301000]

[25] Moskalikova, K.L. (1996). Ecological and morphophysiological prerequisites to range extension in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. J. Ichthyol. 36: 584-590. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297583]

[26] Ellis, S.; MacIsaac, H.J. (2009). Salinity tolerance of Great Lakes invaders. Freshwat. Biol. 54(1): 77-89. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297584]

[27] Behrens, J.W.; Van Deurs, M.; Christensen, E.A. (2017). Evaluating dispersal potential of an invasive fish by the use of aerobic scope and osmoregulation capacity. PLoS One 12(4). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297586]

[28] Belanger, R.M.; Corkum, L.D. (2003). Susceptibility of tethered round gobies (*Neogobius melanostomus*) to predation in habitats with and without shelters. J. Great Lakes Res. 29(4): 588-593. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239710]

[29] van Kessel, N.; Kranenbarg, J.; Dorenbosch, M.; de Bruin, A.; Nagelkerke, L.A.J.; van der Velde, G.; Leuven, R.S.E.W. (2013). Mitigatie van effecten van uitheemse grondels: kansen voor natuurvriendelijke oevers en uitgekiende kunstwerken. Verslagen Milieukunde 436. Natuurbalans - Limes Divergens RAVON/Radboud Universiteit/Instituut voor Water en Wetland Research: Nijmegen. 88 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297592]

[30] Hensler, S.R.; Jude, D.J. (2007). Diel Vertical Migration of Round Goby Larvae in the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research 33(2): 295-302. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312574]

[31] A. Hayden, T.; Miner, J. (2008). Rapid dispersal and establishment of a benthic Ponto-Caspian goby in Lake Erie: diel vertical migration of early juvenile round goby. Biological Invasions 11(8): 1767-1776. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312575]

[32] Sapota, M.R.; Skora, K.E. (2005). Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). Biological Invasions 7: 157-174. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=203241]

[33] Kuhns, L.A.; Berg, M.B. (1999). Benthic invertebrate community responses to round goby (*Neogobius melanostomus*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion in Southern Lake Michigan. J. Great Lakes Res. 25(4): 910-917. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239704]

[34] Ray, W.J.; Corkum, L.D. (1997). Predation of zebra mussels by round gobies, *Neogobius melanostomus*. Environ. Biol. Fish. 50(3): 268-273. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297661]

[35] Mack, T.N.; Andraso, G. (2015). Ostracods and other prey survive passage through the gut of round goby (*Neogobius melanostomus*). J. Great Lakes Res. 41(1): 303-306. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297662]

[36] Streftaris, N.; Zenetos, A.; Papathanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 43: 419-453. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75009]

[37] Moynan, C.R.; Neumann, C.E.; Welsh, C.A. (2016). The effect of gender, tone, and sound location on the response behavior of *Neogobius melanostomus* (Round Goby) and the possibility of future trapping of this invasive species in Lake Superior. Zebrafish 13(4): 287-292. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297664]

[38] van Kessel, N.; Dorenbosch, M.; Kranenbarg, J.; van der Velde, G.; Leuven, R.S.E.W. (2014). Invasieve grondels in de grote rivieren en hun effect op de beschermde Rivierdonderpad. Levende Nat. 115(3): 122-128. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297659]

[39] MacInnis, A.J.; Corkum, L.D. (2000). Fecundity and reproductive season of the round goby *Neogobius melanostomus* in the Upper Detroit River. Trans. Am. Fish. Soc. 129(1): 136-144. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297667]

[40] Janssen, J.; Jude, D.J. (2001). Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. J. Great Lakes Res. 27(3): 319-328. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=239708]

[41] Hempel, M.; Thiel, R.; Neukamm, R. (2016). Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. Aquat. Invasions 11(2): 167-178. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297679]

[42] Bzoma, S. (1998). The contribution of round goby (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1811) to the food supply of cormorants (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) feeding in the Puck Bay. Bull. Sea Fish. Inst. 144(2): 39-47. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239701]

[43] McCallum, E.S.; Charney, R.E.; Marenette, J.R.; Young, J.A.; Koops, M.A.; Earn, D.J.; Bolker, B.M.; Benjamin, M.; Balshine, S. (2014). Persistence of an invasive fish (*Neogobius melanostomus*) in a contaminated ecosystem. Biological Invasions 16(11): 2449-2461. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297671]

[44] Ojaveer, H.; Galil, B.S.; Lehtiniemi, M.; Christoffersen, M.; Clink, S.; Florin, A.B.; Gruszka, P.; Puntilla, R.; Behrens, J.W. (2015). Twenty five years of invasion: management of the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. Manag. Biol. Inv. 6(4): 329-339. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297677]

[45] Madenjian, C.P.; Stapanian, M.A.; Witzel, L.D.; Einhouse, D.W.; Pothoven, S.A.; Whitford, H.L. (2011). Evidence for predatory control of the invasive round goby. Biol. Invasions 13(4): 987-1002. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312576]

[46] Hensler, S.; J. Jude, D.; He, J. (2008). Burbot growth and diets in Lakes Michigan and Huron: an ongoing shift from native species to round gobies. Am. Fish. Soc. Symp. 59: 91-107. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312577]

[47] Isabella-Valenzi, L.; Higgs, D.M. (2016). Development of an acoustic trap for potential round goby (*Neogobius melanostomus*) management. J. Great Lakes Res. 42(4): 904-909. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297673]

[48] Corkum, L.D.; MacInnis, A.J.; Wickett, R.G. (1998). Reproductive habits of round gobies. Great Lakes Research Review 3(2): 13-20. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297683]

[49] Simonovic, P.; Paunovic, M.; Popovic, S. (2001). Morphology, feeding and reproduction of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. J. Great Lakes Res. 27(3): 281-289. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=239696]

Pseudorasbora parva

Blauwband

Lector
Hugo Verreycken

© Aleron Val

Wetenschappelijke naam
Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846) [1]

De Blauwband *Pseudorasbora parva* is een zoetwatervis die ook sporadisch in brakwatermilieu's wordt aangetroffen, zo ook langsheen het Schelde-estuarium en in de Beneden-Schelde. De soort komt oorspronkelijk uit **Oost-Azië** en werd in België geïntroduceerd als **verstekeling bij vistransporten** uit Oost-Europa van andere vissoorten, voornamelijk voor de hengelsport. De eerste waarneming in België dateert van **1992** (zoetwaterrivieren), de eerste vondst in het studiegebied vond plaats in het Beneden-Scheldebekken in 1998. De Blauwband is een opportunist die zich makkelijk aanpast aan veranderende milieuomstandigheden en lokaal hoge dichtheden kan bereiken. Het is één van de meest succesvolle invasieve exotische zoetwatervissen en staat sinds augustus 2016 op de Unielijst voor invasieve soorten.

Oorspronkelijke verspreiding

De Blauwband komt oorspronkelijk voor in Oost-Azië, meer specifiek in Siberië, Korea, China en Japan [2].

Eerste waarneming in België

De eerste observaties in België dateren reeds van 1992 [3]. In het Beneden-Scheldebekken dateren de vroegste waarnemingen van 1998 [4].

Verspreiding in België

De Blauwband kent een algemeen voorkomen in de Belgische riviersystemen (i.e. zoet water) ten noorden van Samber en Maas [5]. In de Beneden-Schelde en het Scheldeestuarium werd de soort sinds 1998 meermaals op tal van locaties aangetroffen [5,6]. Meer zuidelijk is deze soort gevestigd in enkele grotere en kleinere rivieren, maar minder wijdverspreid [7,8]. Dit is vooral het gevolg van het feit dat de Blauwband een soort is van traagstromend en stilstaand water waardoor er in Wallonnië minder geschikt habitat is. Ook de (met Blauwband besmette) bepotingen van vissen voor de hengelarij (vooral karperachtigen) hebben in belangrijke mate bijgedragen aan de introductie en verspreiding van de Blauwband in Vlaanderen. In Wallonië gebeur(d)en vooral bepotingen met zalmachtigen die veel minder besmet waren met Blauwband [4].

Verspreiding in onze buurlanden

In 1992 werd de Blauwband voor het eerst opgemerkt in de Nederlandse Maas [9]. Tien jaar later was de volledige loop van de Maas gekoloniseerd en verspreidde de soort zich razendsnel, waardoor de Blauwband nu wijdverspreid voorkomt langsheen alle grote riviersystemen [10]. Intussen is deze vis de meest wijdverspreide niet-inheemse vissoort in de Atlantische bioregio, en komt er in elk rivierbekken voor [3,8,10,11], met tot recent het Iberisch schiereiland als een van de weinige Europese regio's die nog niet gekoloniseerd werden [12]. Echter, in 2012 kwam hier ook een einde aan, toen een studie aantoonde dat de Blauwband ook hier voet aan de grond had gezet (in het Guadiana-rivierbekken) [13].

Wijze van introductie

Deze vis werd in Europa geïntroduceerd als contaminant (ook als eieren) van de kweek en het transport van andere vissoorten, voornamelijk Aziatische karpers (aquacultuur) [2,7]. De eerste introductie dateert van de jaren '60, in Roemenië en Hongarije, waarna de soort

het stroomgebied van de Donau koloniseerde [2]. De introductie in de Atlantische bioregio dateert van de vroege jaren '90 en verliep eveneens via bovenvermelde introductievectoren [5]. Een voorname secundaire vector vormt natuurlijke verspreiding [14], maar voor België geldt dat de soort met zekerheid werd geïntroduceerd via besmette vistransporten [3,4].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Blauwband is in zijn biotoopkeuze niet erg selectief. Hij komt voor in zowel stilstaand als stromend water (poelen, vijvers, meren, plassen, sloten, beken, rivieren en kanalen). De hoogste dichtheid bereikt de soort in ondiepe, rijk begroeide, stilstaande wateren, vaak gelegen in de uiterwaarden [2,7,16]. Het succes van deze exoot wordt verklaard door zijn levenswijze: omnivoor, snelle generatiewisseling, meerdere broedsels per jaar, broedzorg en een hoge resistentie tegenover nieuwe pathogenen en parasieten [8,15-17]. Daarnaast tolereert deze soort temperaturen tussen 5 en 22°C [18].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort is tolerant voor extreme omstandigheden, zoals een lage waterstand, hoge watertemperatuur, lage zuurstofconcentratie, waterverontreiniging en algenbloei [9]. De voortplanting vindt plaats in voornamelijk stilstaande wateren, zoals poelen en plassen met een relatief hoge watertemperatuur [9,16].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Doordat de Blauwband zich makkelijk aanpast en lokaal zeer hoge dichtheden kan bereiken, is het een van de meest succesvolle invasieve exotische zoetwatervissen [3,9]. Meerdere landen rapporteerden nadelige ecologische impacten na de introductie van deze vis [14]. De soort veroorzaakt negatieve effecten op een aantal inheemse vissoorten door predatie op eieren en larven, voedselconcurrentie en de overdracht van de schadelijke ééncellige parasiet *Sphaerothecum destruens* [9,19]. De Blauwband ondervindt zelf geen hinder van deze parasiet, maar deze ziekteverwekker verhoogt de sterftekans en verlaagt het voorplantingssucces onder een aantal inheemse soorten [2]. In de viskwekerijen wordt deze vis beschouwd als een zeer ongewenste soort vanwege zijn voedselcompetitie met andere karperachtigen [9].

De Blauwband staat sedert augustus 2016 op de Unielijst voor invasieve soorten. Concreet betekent dit dat er voor deze soort een Europees verbod geldt op het bezit, de handel, de kweek, het transport en de import. Verder geldt voor lidstaten de plicht om in de natuur aanwezige populaties op te sporen, te verwijderen, of ingeval deze reeds wijdverspreid is, zodanig te beheren dat verspreiding en schade zoveel mogelijk wordt voorkomen. Echter, een studie uit 2010 toonde aan dat de detectietijd (i.e. de tijd tussen de introductie en

eerste observatie) voor deze soort gemiddeld zo'n vier jaar bedraagt, hetgeen te lang is om de verdere verspreiding van dergelijke opportunistische soorten te voorkomen [14].

Beheersmaatregelen zijn enkel bekend uit stilstaande wateren [8]. In Noord-Engeland werd een gevestigde populatie in een meer succesvol uitgeroeid aan de hand van een piscicide op basis van rotenon. Non-target-soorten werden voor de behandeling afgevangen en na de degradatie van rotenon succesvol teruggeplaatst [20]. Deze behandeling is echter moeilijk toe te passen in België omwille van de strikte reglementering inzake het gebruik van biociden in aquatische milieus [8]. Geen enkele niet-chemische behandeling bleek effectief als het neerkomt op het uitroeien van populaties in rivieren. De op nationaal (België) geformuleerde uitroeiingsmaatregelen hebben dan ook enkel betrekking op stilstaande waterlichamen, en laten riviersystemen buiten beschouwing. Deze omvatten een combinatie of afzonderlijke toepassing van drainage (waarbij de niet-target soorten op voorhand worden verwijderd en in quarantaine worden gehouden) en/of biomanipulatie (het uitzetten van specifieke inheemse roofvissen) [8]. Deze laatste techniek blijkt alvast effectief te zijn in een aantal gevallen [21]. Na de uitroeiing zou een opvolging moeten plaatsvinden gebruik makend van eDNA-technologie [22] en of vangstmethoden (fuiken, elektrovissen). De beheerstrategie om een verdere verspreiding te beperken is in hoofdzaak gericht op het vermijden van de verspreiding van propagules [8].

Specifieke kenmerken

De Blauwband is in wezen een zoetwatervis, maar komt eveneens voor in brakwatermilieus [23], zoals in de uiterwaarden van het Schelde-estuarium of de Beneden-Schelde [2,6,7]. Het is een kleine karperachtige vis, wordt ongeveer 8-10 cm groot (maximum 12,5 cm [17]) en heeft een kleine, bovenstandige bek (onderkaak steekt voor bovenkaak uit) zonder baarddraden. De vis heeft een zilvergrijze kleur met een donkere band over de hele flank, alhoewel deze band niet altijd zichtbaar is. Het lichaam is bedekt met duidelijk zichtbare zwart omrande schubben. De vis telt 35 tot 38 schubben op de zijlijn [7]. Net als alle andere karperachtigen heeft de Blauwband één rugvin, twee borstvinnen en twee buikvinnen die niet vergroeid zijn [24].

De Blauwband wordt drie jaar oud en is na één jaar reeds geslachtsrijp. De paaitijd valt in het voorjaar (maart-juni). In deze periode kan het vrouwtje drie tot vier keer paaien. Het mannetje houdt de eieren schoon en bewaakt de eitjes tot ze uitkomen [16]. De eitjes worden afgezet op waterplanten, takken of stenen [9]. De soort is een omnivoor en voedt zich met een breed scale aan ongewervelden en plantaardig materiaal [16,25].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=465541 (2024-10-18).

[2] Nederlandse Voedsel- en Warenautoriteit (2019). Factsheet Blauwband (*Pseudorasbora parva*). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit: De Hague. 4 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393992]

[3] Verreycken, H.; Anseeuw, D.; Van Thuyne, G.; Quataert, P.; Belpaire, C. (2007). The non-indigenous freshwater fishes of Flanders (Belgium): review, status and trends over the last decade. J. Fish Biol. 71(suppl. D): 160-172. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=194615]

[4] Verreycken, H. (2024). Persoonlijke mededeling.

[5] waarnemingen.be. *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). https://waarnemingen.be/species/2196/ (2024-02-27)

[6] Bauwens, F.; Van den Neucker, T. (2023). Een speurtocht naar niet-inheemse soorten in het Galgeschoor en het Doeldok te Antwerpen. De Strandvlo 43(2): 39-50. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=380571]

[7] (2019). Invasieve uitheemse soorten van de unielijst: informatiegids voor België. Editie 2019. Nationaal Wetenschappelijk Secretariaat voor Invasieve Uitheemse Soorten/Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussels. 149 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=319775]

[8] Adriaens, T; Branquart, E.; Gosse, D.; Reniers, J.; Vanderhoeven, S. (2019). Feasibility of eradication and spread limitation for species of Union concern sensu the EU IAS Regulation (EU 1143/2014) in Belgium. Report prepared in support of implementing the IAS Regulation in Belgium. Institute for Nature and Forest Research/Service Public de Wallonie/National Scientific Secretariat on Invasive Alien Species/Belgian Biodiversity Platform: [s.l.]. 222 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393990]

[9] Spikmans, F. Blauwband *Pseudorasbora parva*. Nederlands Soortenregister – overzicht van de Nederlandse biodiversiteit. https://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=138736&cat=147 (2024-02-27)

[10] GBIF. *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). https://www.gbif.org/species/2362868 (2024-02-27)

[11] Copp, G.H.; Garthwaite, R.; Gozlan, R.E. (2005). Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. J. Appl. Ichthyol. 21(4): 371-373. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393988]

[12] Caiola, N.; de Sostoa, A. (2002). First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. J. Fish Biol. 61(4): 1058-1060. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393987]

[13] Aparico, E.; Peris, B.; Torrijos, L.; Prenda, J.; Nieva, A.; Perea, S. (2012). Expansion of the invasive *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: first record in the Guadiana River basin. Cybium 36(4): 585-586. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393986]

[14] Gozlan, Rodolphe E; Andreou, Demetra; Asaeda, Takashi; Beyer, Kathleen; Bouhadad, Rachid; Burnard, Dean; Caiola, Nuno; Cakic, Predrag; Djikanovic, Vesna; Esmaeili, Hamid R; Falka, Istvan; Golicher, Duncan; Harka, Akos; Jeney, Galina; Kováč, Vladimír; Musil, Jiří; Nocita, Annamaria; Povz, Meta; Poulet, Nicolas; Virbickas, Tomas; Wolter, Christian; Serhan Tarkan, A; Tricarico, Elena; Trichkova, Teodora; Verreycken, Hugo; Witkowski, Andrzej; Guang Zhang, Chun; Zweimueller, Irene; Robert Britton, J (2010). Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. Fish Fish. 11(4): 315-340. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393985]

[15] Spikmans, F.; van Kessel, N.; Dorenbosch, M.; Kranenbarg, J.; Bosveld, J.; Leuven, R. (2010). Plaag Risico Analyses van tien exotische vissoorten in Nederland. Nederlands Centrum voor Natuuronderzoek/Stichting Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen/Stichting RAVON/Natuurbalans - Limes Divergens: Nijmegen. 84 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393983]

[16] Kottelat, M.; Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat: Cornol. ISBN 978-2-8399-0298-4. 646 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393982]

[17] Froese, R.; Pauly, D. (Eds.). (2023). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org. (10/2023)

[18] Baensch, H.A.; Riehl, R. (1985). Aquarien atlas. Band 2. Mergus, Verlag für Natur-und Heimtierkunde GmbH: Melle. ISBN 3-88244-011-2. 1216 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393980]

[19] Spikmans, F.; van Tongeren, T.; van Alen, T.; van der Velde, G.; Op den Camp, H. (2013). High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. Aquat. Invasions 8(3): 355-360. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393977]

[20] Britton, J.R.; Brazier, M. (2006). Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. Fish. Manage. Ecol. 13(5): 329-335. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393976]

[21] Lemmens, P.; Mergeay, J.; Vanhove, T.; De Meester, L.; Declerck, S.A.J. (2015). Suppression of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* by native pike *Esox lucius* in ponds. Aquat. Conserv. 25(1): 41-48. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393975]

[22] Davison, P.I.; Copp, G.H.; Creach, V.; Vilizzi, L.; Britton, J.R. (2017). Application of environmental DNA analysis to inform invasive fish eradication operations. Naturwissenschaften 104(3-4): 35. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393970]

[23] Gavriloaie, C.; Burlacu, L.; Bucur, C.; Berkesy, C. (2014). Notes concerning the distribution of Asian fish species, *Pseudorasbora parva*, in Europe. AACL Bioflux 7(1): 43-50. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393969]

[24] (S.d.). Project Invasieve Exoten – Herkenningsfiche. Blauwbandgrondel *Pseudorasbora parva*. Natuurpunt/INBO/Natagora/Leefmilieu Brussel/Agentschap Natuur en Bos (ANB): [s.l.]. 2 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393968]

[25] Billard, R. (1997). Les poissons d'eau douce des rivières de France: identification, inventaire et répartition des 83 espèces. Delachaux et Niestlé: Paris. ISBN 2603010468. 192 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393967]

Tridentiger bifasciatus

Shimofurigrondel

© INBO

Lector
Hugo Verreycken

Wetenschappelijke naam
Tridentiger bifasciatus Steindachner, 1881 [1]

De Shimofurigrondel *Tridentiger bifasciatus* komt van nature voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan**. Deze grondel werd allicht via de uitwisseling van **ballastwater** in het kanaal Gent-Terneuzen geïntroduceerd, waar de vis in **2022** voor het eerst werd aangetroffen. Of de soort ook zo'n nadelige impact zal hebben op de inheemse fauna als zijn neef 'de zwartbekgrondel' valt nog af te wachten. Door zijn cryptische levenswijze en de morfologische gelijkenis met inheemse grondelsoorten is mogelijk dat de soort reeds een breder voorkomen kent in Europese rivierstelsels dan op heden vermoed wordt.

Oorspronkelijke verspreiding

De Shimofurigrondel komt van nature voor in het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan, ter hoogte van Japan, China en Zuid-Korea [2].

Eerste waarneming in België

In november 2022 werden in het kanaal Gent-Terneuzen twee exemplaren van de Shimofurigrondel gevangen tijdens een hengelwedstrijd. Dit werd omschreven als de eerste waarneming in Europa [3], al bleek snel dat deze vissen tot dezelfde soort behoorden als de 'onbekende grondels' die in augustus 2022 werden aangetroffen nabij Biervliet (Nederland) [4].

Verspreiding in België

Tot op heden werd de soort meermaals gevonden in het kanaal Gent-Terneuzen [5] en in maart 2024 werden twee Shimofurigrondels aangetroffen in de Schelde nabij Doel [6]. Het feit dat er meerdere individuën werden gevangen in Vlaanderen, alsook ter hoogte van Biervliet (Nederland), kan er mogelijks op wijzen dat deze soort zich hier heeft gevestigd [4].

Verspreiding in onze buurlanden

Omwille van de cryptische levenswijze van de Shimofurigrondel (op de bodem) en de morfologische gelijkenis met inheemse grondelsoorten is het niet onbestaande dat de soort ook reeds elders in Europese rivierstelsels voorkomt, maar tot op heden nog niet als dusdanig werd geïdentificeerd [3]. In Nederland werd deze grondel voor het eerst waargenomen in augustus 2022, in het Uitwateringskanaal Nol Zeven nabij Biervliet [4].

Voorafgaand aan de observatie in België in 2022 was deze soort buiten Azië enkel aangetroffen in Californië, waar het midden de jaren 1980 werd geïntroduceerd en een gevestigd voorkomen kent sinds de jaren 1990 [7].

Wijze van introductie

Deze grondel werd vermoedelijk in het kanaal Gent-Terneuzen geïntroduceerd via de uitwisseling van ballastwater door trans-oceanische schepen [3]. Het brakke water van de Westerschelde maakt dat de Shimofurigrondel in se in het estuarium kan gedijen, en zich zo mogelijks op natuurlijke wijze vanuit het kanaal Gent-Terneuzen richting Biervliet heeft verspreid [4]. Het feit dat de Shimofurigrondel recent ook in de Schelde nabij Doel is

opgedoken, maakt het waarschijnlijk dat er meerdere introductieplaatsen zijn geweest in België [6].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Shimofurigrondel kan overleven bij temperaturen tot 37°C [8]. Niettegenstaande de ondergrens van de temperatuurstolerantie niet bekend is, kan op basis van de klimatologische condities in het natuurlijk verspreidingsgebied gesteld worden dat deze vis op het vlak van temperatuur kan overleven in Belgische wateren of andere delen van West-Europa [3]. De soort komt zowel voor in zoet- als brakwater, en tolereert een saliniteit tot 17 psu [8]. Voor een succesvolle voortplanting mag het water echter een maximale zoutgehalte van 5 psu hebben [7].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De globale klimaatopwarming kan een bevorderende rol spelen in het vestigen van deze soort buiten zijn natuurlijk verspreidingsgebied [3].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Shimofurigrondel komt voor in hetzelfde habitat als de eveneens niet-inheemse en reeds gevestigde Zwartbekgrondel *Neogobius melanostomus*. Verder onderzoek dient uit te wijzen of de Shimofurigrondel reeds een gevestigd voorkomen kent en of beide grondelsoorten in staat zijn om naast elkaar te leven [3]. De soort is een generalistische predator en voedt zich hoofdzakelijk met benthische ongewervelde dieren, zoals ostracoden, copepoden, isopoden, amphipoden, oligochaeten, borstelwormen en aasgarnalen [9,10]. Verder onderzoek is nodig om na te gaan of deze grondel in de toekomst een grote negatieve impact kan uitoefenen op de inheemse fauna [4].

Maatregelen met het oog op het beheer van de Shimofurigrondel zijn op heden niet bekend.

Specifieke kenmerken

De Shimofurigrondel heeft een vrij korte levenscyclus. De soort bereikt volwassenheid binnen een jaar en heeft een maximale levensduur van 1 à 2 jaar [9,11]. Deze grondel wordt maximaal 12 cm lang [12]. Afhankelijk van de locatie vinden er per jaar één (China) [11] of meerdere (VS) [9] paai-events plaats. Eieren worden vervolgens gelegd in beschutte gebieden en worden bewaakt door het mannetje [9].

Typische kleurkenmerken voor de Shimofurigrondel zijn de oranje rand van de tweede dorsale vin, gele rand van de anaalvin, witte stippen aan de ventrale zijde van de kaak en een gestreept-gemarmerd patroon aan de laterale zijde van de kaak en het operculum. Verder had de in België gevangen grondel een donkere lijn met witte stippen op de flank, maar deze kleuring kan ook voorkomen bij de Kameleongrondel *Tridentiger trigonocephalus* (die vooralsnog niet in West-Europa voorkomt) [3]. De kleurpatronen kunnen immers variëren tussen populaties en zelfs individuen onderling, wat de herkenning kan bemoeilijken [3,4]. Zo bestaan er ook zwarte en gestreepte exemplaren [2], maar deze werden nog niet gevonden in België [3].

Door de cryptische levenswijze en morfologisch sterke gelijkenissen met andere grondels kan gerichte monitoring met gebruik van eDNA-technieken mogelijks een beter inzicht verschaffen in de distributie van deze soort buiten zijn oorspronkelijk leefgebied [3,13].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Tridentiger bifasciatus* Steindachner, 1881. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=283045 (2024-10-18).

[2] Akihito [Emperor]; Sakamoto, K. (1989). Reexamination of the status of the striped goby. Jap. J. Ichthyol. 36(1): 100-112. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393647]

[3] Verhelst, P.; Verreycken, H. (2023). First record in Europe of the Asian gobiid, Shimofuri (marbled) goby *Tridentiger bifasciatus* Steindachner, 1881. J. Fish Biol. 102(5): 1253-1255. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=363466]

[4] Vos, M.; Verhelst, P.; Verreycken, H.; van Broekhoven, B.; Patijn, N. (2023). Nieuwe exotische vis ontdekt in Nederland: de Shimofurigrondel. Kijk op Exoten 43: 18-19. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=366716]

[5] waarnemingen.be. *Tridentiger bifasciatus* Steindachner, 1881. https://waarnemingen.be/species/796604/ (2024-04-02).

[6] Verreycken, H. (INBO). Persoonlijkemededeling. (2024-04-04)

[7] Matern, S.A.; Fleming, K.J. (1995). Invasion of a third Asian goby, *Tridentiger bifasciatus*, into California. Calif. Fish Game 81(2): 71-76. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393646]

[8] Matern, S.A. (2001). Using temperature and salinity tolerances to predict the success of the Shimofuri goby, a recent invader into California. Trans. Am. Fish. Soc. 130(4): 592-599. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393645]

[9] Matern, S.A. (1999). The invasion of the Shimofuri goby (*Tridentiger bifasciatus*) into California: Establishment, potential for spread, and likely effects. PhD Thesis. University of California: Davis. xvi, 167 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393644]

[10] Matern, S.A.; Brown, L.R. (2005). Invaders eating invaders: exploitation of novel alien prey by the alien Shimofuri goby in the San Francisco Estuary, California. Biological Invasions 7: 497-507. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=203309]

[11] Jiao, Q.; Miao, X.; Meixiang, J.; Fei, C.; Lei, Z.; Victor, S.; Jian, L.; Songguang, X. (2020). Combined opportunistic and equilibrium life-history traits facilitate successful invasions of the Shimofuri goby (*Tridentiger bifasciatus*). Aquat. Invasions 15(3): 514-528. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393642]

[12] Froese, R.; Pauly, D. (2024). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2024).

[13] Everts, T.; Halfmaerten, D.; Neyrinck, S.; De Regge, N.; Jacquemyn, H.; Brys, R. (2021). Accurate detection and quantification of seasonal abundance of American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) using ddPCR eDNA assays. NPG Scientific Reports 11(1): 11282. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393641]

Weekdieren

11

Anadara kagoshimensis

Bolle arkschelp

Lector
Ingrid Jonckheere

© Gab Mulder

Wetenschappelijke naam
Anadara kagoshimensis (Tokunaga, 1906) [1]

De Bolle arkschelp *Anadara kagoshimensis* komt oorspronkelijk voor in de **westelijke Stille Oceaan en de Indische Oceaan**. De schelp werd eind de jaren ‘1960 geïntroduceerd in de Middellandse Zee, vermoedelijk via de **scheepvaart**, waarna de soort zich snel verder verspreide **(natuurlijk, visserij, aquacultuur)** en intussen op de lijst van honderd meest invasieve soorten voor het Middellandse Zeegebied prijkt. In 2003 werd de schelp voor het eerst waargenomen in Bretagne (Frankrijk) en in 2022 was ook de Nederlandse Oosterschelde aan de beurt. **In België** werden tot op heden **nog geen exemplaren** van de Bolle arkschelp **gevonden**.

Oorspronkelijke verspreiding

De Bolle arkschelp komt oorspronkelijk voor in de westelijke Stille Oceaan en de Indische Oceaan, met name rond Korea, China, Japan, Noord-Australië, India, Sri Lanka en Indonesië [2,3].

Eerste waarneming in België

De Bolle arkschelp werd op heden nog niet aangetroffen in België.

Verspreiding in België

De Bolle arkschelp werd op heden nog niet aangetroffen in België.

Verspreiding in onze buurlanden

In 1969 werd deze schelp voor de eerste maal gerapporteerd in de Adriatische Zee ter hoogte van Ravenna (weliswaar nog onder een andere naam), en koloniseerde de Lagune van Venetië in de jaren '1970 [4]. Intussen komen op talrijke locaties in het Middellandse Zeegebied grote populaties voor. De Bolle arkschelp heeft zich in de jaren na de initiële introductie een weg gebaand doorheen de Zee van Marmara, de Zwarte Zee en de Zee van Azov [3,5-7]. Dichter bij huis werd de soort in 1993-1994 aangetroffen in Noordwest-Spanje (Eo-estuarium) [8] en in 2003 ter hoogte van Morbihan in Bretagne (Frankrijk) [4].

In Nederland werd een eerste vers exemplaar gevonden in juni 2021, in de Oosterschelde nabij de Bergse Diepsluis [9]. Daar zijn inmiddels grote aantallen lege doubletten en verse kleppen gevonden. Daarnaast werden ook meldingen gemaakt van exemplaren met vleesresten in de nabijheid van Scheveningen, zowel op het strand als tussen de blokken van havenhoofden. Niettegenstaande er op heden nog geen levende exemplaren werden aangetroffen lijken de grote aantallen en versheid van het gevonden materiaal te wijzen op een gevestigde populatie [2].

Wijze van introductie

De soort werd vermoedelijk via de scheepvaart (als planktonische larven in ballastwater) in de Middellandse Zee geïntroduceerd [5,10]. Een secundaire verspreiding in het Mediterrane gebied wordt o.a. gelinkt aan een natuurlijke verspreiding van planktonische larven op de zeestromingen of aan de commerciële visserij [5]. Het voorkomen in Noordwest-Spanje wordt dan weer toegeschreven aan de aquacultuur, waarbij de Bolle arkschelp allicht samen

met de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* accidenteel werd geïntroduceerd via de translocatie van schelpdierlarven uit de Adriatische Zee [5], waar deze soorten intussen wijdverspreid voorkwamen [11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Bolle arkschelp komt voor in wateren met een zoutgehalte tussen 14 en 35 psu, maar dit weekdier heeft potentieel om gedurende enige tijd te overleven bij zeer lage (8 psu) tot zeer hoge (45 psu) saliniteit [12]. De soort tolereert eveneens een brede temperatuurrange, gaande van 3°C (winter) tot 28°C (zomer), al werd in het natuurlijk verspreidingsgebied aangetoond dat de schelp bij dergelijke hoge zomertemperaturen (i.e. na de paaiperiode) tekenen van fysiologische stress vertoont, hetgeen de overlevingsgraad impacteert en resulteert in een hoge zomermortaliteit [13].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort leeft meestal ingegraven in zacht sediment (silt-klei) in het sublitoraal, maar gedijt ook op zandige bodems. Daar ze zich tevens met byssusdraden aan harde substraten kunnen vasthechten komen ze tevens voor op stenige ondergronden. Ze worden zowel aangetroffen in brakwatersystemen en mariene milieus, tot op zo'n 40 meter diepte [14-17].

Het voorkomen van een planktonisch larvaal stadium stelt de soort in staat om, eenmaal gevestigd in een nieuwe regio, zich verder te verspreiden op natuurlijke wijze door mee te liften op de heersende zeestromingen [5].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Bolle arkschelp staat vermeld onder de honderd ergste invasieve soorten in het Middellandse Zeegebied, waarbij de schelp reeds verschillende inheemse tweekleppigen uit hun habitats heeft verdrongen [18,19]. Zo werden in de Adriatische Zee densiteiten tot 120 specimens per vierkante meter opgetekend, terwijl in de Zwarte Zee de dichtheid lokaal zelfs opliep tot 476 volwassen examplaren of 3.000 juveniele specimens per vierkante meter [20-22].

Deze soort kent twee voorname competitieve voordelen tegenover tal van andere weekdieren. Zo is de Bolle arkschelp door de aanwezigheid van hemoglobine in haar weefsels in staat om langdurig te overleven onder zuurstofarme condities, in tegenstelling tot andere weekdieren [23]. Bovendien kan de soort zich hechten aan alle soorten harde substraten door middel van byssusdraden [20], waardoor ze zich zowel als een epifaunale als infaunale soort kunnen gedragen [5]. Hierdoor kan de soort ook een mogelijke bedreiging vormen voor de commerciële schelpdierkweek [5].

Specifieke kenmerken

De Bolle arkschelp is een tweekleppige die tot 50 mm groot wordt, al zouden ook al exemplaren tot 95 mm gemeld zijn. De schelpen zijn aan de buitenzijde crèmewit, gelig of lichtbruin, terwijl de binnenzijde vaak glanzend wit is. De opperhuid is donkerbruin, vezelig en slijt snel af, met name in het midden en bij de top. De schaal is dik en de linker klep iets groter dan de rechter. De schelp telt 30 tot 35 dwarsribben. Ze hebben een taxodont slot met 55 of meer tanden in een aaneengesloten rij, waarbij de tanden in het midden het smalst zijn [2].

In Oost-Azië vormt de Bolle arkschelp een voorname voedselbron [24].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=504360 (2024-10-18).

[2] (2022). Special: Exoten van zoet en brak water. Zoekbeeld: nieuwsbrief van Stichting Anemoon, 12(1B). Stichting Anemoon: Bennebroek. 41 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393782]

[3] Strafella, P.; Ferrari, A.; Fabi, G.; Salvalaggio, V.; Punzo, E.; Cuicchi, C.; Santelli, A.; Cariani, A.; Tinti, F.; Tassetti, A.N.; Scarcella, G. (2017). Anadara kagoshimensis (Mollusca: Bivalvia: Arcidae) in Adriatic Sea: morphological analysis, molecular taxonomy, spatial distribution, and prediction. Mediterr. Mar. Sci. 18(3): 443-453. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393778]

[4] Nolf, F. (2010). *Anadara inaequivalvis* (Bruguière, 1789) (Mollusca: Bivalvia: Arcidae) a new invasive species in the eastern Atlantic waters of W France. Neptunea 9(2): 7, pl. I-VI [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=200200]

[5] Bañón, R.; Fernández, J.; Trigo, J.E.; Pérez Dieste, J.; Barros-García, D.; de Carlos, A. (2015). Range expansion, biometric features and molecular identification of the exotic ark shell *Anadara kagoshimensis* from Galician waters, NW Spain. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 95(3): 545-550. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393777]

[6] Zaitsev, Y.; Öztürk, B. (2001). Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas. Turkish Marine Research Foundation: Istanbul. ISBN 975-97132-2-5 . 259 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=303166]

[7] Sánchez, P.; Sartor, P.; Recasens, L.; Ligas, A.; Martin, J.; De Ranieri, S.; Demestre, M. (2007). Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. Sci. Mar. (Barc.) 71(4): 765-773. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119864]

[8] Cigarria, J.; Valdés, A. (1996). *Anadara inaequivalvis* (Bruguière, 1789) in the North Atlantic. J. Conch., Lond. 35(4): 378-379. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393776]

[9] Rijken, R.; Mulder, G.; de Bruyne, R. (2022). Aziatische exoot met tanden. Nature Today 7 april: online. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393659]

[10] Crocetta, F. (2012). Marine alien Mollusca in Italy: a critical review and state of the knowledge. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 92(6): 1357-1365. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=234289]

[11] Crocetta, F.; Macali, A.; Furfaro, G.; Cooke, S.; Villani, G.; Valdés, Á. (2013). Alien molluscan species established along the Italian shores: an update, with discussions on some Mediterranean “alien species” categories. ZooKeys 277(277): 91-108. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=287736]

[12] Kukhareva, T.A.; Rychkova, V.N.; Soldatov, A.A.; Andreeva, A.Y.; Kladchenko, E.S. (2023). Adaptation of *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906) to hypo- and hyperosmotic environment: hemocyte response. Russ. J. Biol. Invasions 14(4): 581-587. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393763]

[13] Kang, H.Y.; Seong, J.; Kim, C.; Lee, B.-G.; Lee, I.T.; Kang, C.-K. (2022). Seasonal energetic physiology in the ark shell *Anadara kagoshimensis* in response to rising temperature. Front. Mar. Sci. 9: 981504. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393758]

[14] Crocetta, F. (2011). Marine alien Mollusca in the Gulf of Trieste and neighbouring areas: a critical review and state of knowledge (updated in 2011). Acta Adriat. 52(2): 247-260. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=288245]

[15] Zenetos, A.; Gofas, S.; Russo, G.; Templado, J. (2003). CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean: 3. Molluscs. CIESM Publishers: Monaco. ISBN 92-990003-3-6. 376 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=59205]

[16] Rinaldi, E. (1985). *Rapana venosa* (Valenciennes) spiaggiata in notevole quantità sulla spiaggia di Rimini (Fo). Boll. Malacologico 21(10-12): 318. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393757]

[17] Despalatovic, M.; Cvitkovic, I.; Scarcella, G.; Isajlovic, I. (2013). Spreading of invasive bivalves *Anadara kagoshimensis* and *Anadara transversa* in the northern and central Adriatic Sea. Acta Adriat. 54(2): 221-228. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393756]

[18] Streftaris, N.; Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean - the 100 ‘worst invasives’ and their impact. Mediterr. Mar. Sci. 7(1): 87-118. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=208858]

[19] Kolyuchkina, G.A.; Miljutin, D.M. (2013). Application of the morpho-functional analysis of hydrobionts (Anadara sp. cf. *Anadara inaequivalvis* Bivalvia) to environmental monitoring. Oceanology 53(2): 169-175. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393748]

[20] Ghisotti, F.; Rinaldi, E. (1976). Osservazioni sulla popolazione di Scapharca, insediatasi in questi ultimi anni su un tratto del litorale romagnolo. Conchiglie 12(9-10): 183-195. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=255173]

[21] Micu, D.; Micu, S. (2004). A new type of macrozoobenthic community from the rocky bottoms of the Black Sea, in: Ozturk, B. et al. International Workshop on Black Sea Benthos, April 2004, Istanbul - Turkey . pp. 70-83. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393746]

[22] Chikina, M.V.; Kucheruk, N.V. (2004). Contemporary dynamics of coastal benthic communities of the north Caucasian coast of the Black Sea, in: Ozturk, B. et al. International Workshop on Black Sea Benthos, 19-23 April 2004, Istanbul - Turkey . pp. 155-160. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393697]

[23] Shiganova, T. (2008). Introduced species, in: Kostianoy, A.G. et al. The Black Sea environment. The Handbook of Environmental Chemistry, 5.Q: pp. 375-406. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394257]

[24] Tanaka, T.; Aranishi, F. (2014). Genetic variability and population structure of ark shell in Japan. Open Journal of Marine Science 04(01): 8-17. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393691]

Cardita calyculata

Verlengde trapezeschelp

© Rob Vink

Lector
Thomas Verleye

Wetenschappelijke naam
Cardita calyculata (Linnaeus 1758) [1]

In 2021 werd de Verlengde trapezeschelp *Cardita calyculata* voor het eerst (en de enige maal) in Nederland waargenomen. **In België** werd de soort anno 2024 **nog niet aangetroffen**. Deze tweekleppige kent een algemeen voorkomen in het **Middelandse Zeegebied en meer zuidelijke Noord-Atlantische wateren** (ten zuiden van de Baai van Biskaje). De exacte **wijze van introductie** is nog **niet gekend**, waarbij zowel schelpdiertransport, scheepvaart als een natuurlijke verspreiding te wijten aan het milder wordende klimaat mogelijke piste vormen.

Oorspronkelijke verspreiding

De Verlengde trapezeschelp komt algemeen voor in het Middellandse Zeegebied, alsook rondom de Canarische eilanden en de Azoren. Meer noordwaarts ligt het verspreidingsgebied langs de Atlantische kust van Portugal en Spanje, met als noordgrens ongeveer de Franse kust rond de Golf van Biskaje [2].

Eerste waarneming in België

De soort werd tot op vandaag nog niet in België gesignaleerd.

Verspreiding in België

De soort werd tot op vandaag nog niet in België gesignaleerd.

Verspreiding in onze buurlanden

Een jong exemplaar van deze tweekleppige werd voor de eerste maal gespot in Zeeuws-Vlaanderen (Westerschelde - Nederland) op 2 april 2021. De soort werd er aangetroffen op de schelp van een Japanse oester (*Crassostrea/Magallana gigas*) [2]. Dit betreft tot op vandaag de enige observatie van een levend exemplaar van dit organisme in onze regio.

Wijze van introductie

Omdat het in Nederland gevonden exemplaar werd aangetroffen in een kluit Japanse oesters vormt de schelpdierindustrie een potentiële introductievector, al kunnen andere introductiewijzes niet uitgesloten worden. Oesters vormen immers een ideaal substraat voor planktonische larven om zich op te vestigen. Dus ook een introductie via natuurlijke verspreiding vormt hierbij een optie, daar de klimaatverandering meerdere soorten ertoe aanzet hun meer zuidelijke leefgebieden in noordwaartse richting uit te breiden. Daarnaast vormt ook scheepvaart (ballastwater, aangroei op de romp) een plausibele piste [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Op basis van één enkele observatie van een levend exemplaar in Zeeuws-Vlaanderen (Nederland) kan er nog niet geconcludeerd worden dat de soort een gevestigd voorkomen kent in deze regio, laat staan succesrijk is in onze contreien.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Niettegenstaande er op heden nog geen sprake is van enig wetenschappelijk bewijs inzake een mogelijk gevestigd voorkomen van deze soort in Zeeuws-Vlaanderen (Nederland), is het wel zo dat het mildere klimaat en de zachtere winters in de zuidelijke Noordzeeregio, en het hiermee gepaard gaande warmer wordende zeewater, de overlevingskansen van de Verlengde trapezeschelp in onze contreien kan doen toenemen [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen effecten en/of maatregelen tegen het voorkomen van deze soort gekend.

Specifieke kenmerken

De dieren leven in de littorale zone in habitats met hard substraat. Ze hechten zich daar vast met zelfgesponnen byssusdraden aan rotsen, losse stenen grint en schelpen. Schelpen van jonge exemplaren zijn aanvankelijk afgerond, worden dan meer rechthoekig tot trapeziumvormig en zijn uiteindelijk in volwassen toestand sterk naar achteren verlengd (langgerekt) en breder. Volwassen exemplaren worden circa 3 cm lang [2]. De schelpen zijn dikschalig en kalkwit, vaak met bruine vlekken. Binnenin zijn de glanzend wit. Aan de buitenzijde hebben ze 17 tot 20 stralende, naar achteren breder wordende ribben met daarop schubjes. De linkerklep heeft twee forse cardinale en één kleine laterale tanden, de rechterklep één cardinale en één laterale tand [6].

Een analyse van specimens ter hoogte van de kust van Malaga (Spanje) toonde aan dat alle organismen een bacteriële biofilm bezaten op hun schelp [3], zoals reeds eerder werd geobserveerd bij soorten behorende tot de subterklasse Archiheterodonta [4]. Het geobserveerde voorkomen van bacteriën in de zachte weefsels, meer specifiek in de vrouwelijke gonaden (op de ovocyt), kan dan weer wijzen op een verticale transmissie van bacteriën van ouders richting de afstammelingen [5], hetgeen als een indicator kan fungeren voor symbiose tussen beide organismen.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Cardita calyculata* (Linnaeus, 1758). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=139016 (2024-10-18).

[2] Mulder, G., de Bruyne, R. (2021). Trapezeschelp ontdekt in Nederland. In: Nature Today. Stichting ANEMOON. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?utm_source=newsletter&utm_medium=e-mail&utm_campaign=user-mailing&msg=27684

[3] Castro-Claros, J.D.; González-Ruiz, B.; Salas, C. (2019). Bacterial symbiosis in the bivalve *Cardita calyculata* (L., 1758)?, in: II Congreso de Jóvenes Investigadoros del Mar, Málaga, Spain, 1-4 October 2019. pp. 1-3. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391059]

[4] Gillan, D.C.; Speksnijder, A.G.C.L.; Zwart, G.; de Ridder, C. (1998). Genetic diversity of the biofilm covering *Montacuta ferruginosa* (Mollusca, Bivalvia) as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis and cloning of PCR-Amplified gene fragments coding for 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol. 64(9): 3464-3472 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=261805]

[5] Bright, M.; Bulgheresi, S. (2010). A complex journey: transmission of microbial symbionts. Nat. Rev., Microbiol. 8(3): 218-230. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381356]

[6] ANEMOON Verspreidingsatlas Weekdieren. *Cardita calyculata* (Linnaeus, 1758) – Verlengde trapezeschelp. https://www.verspreidingsatlas.nl/S139016 (2024-09-30)

Crassostrea gigas (Magallana gigas)

Japanse oester

© André Meijboom - Wageningen Marine Research

Lector
Thierry Backeljau

Wetenschappelijke naam

Crassostrea gigas (Thunberg, 1793) [1]
Magallana gigas (Thunberg, 1793) [1]

Zowel *Crassostrea gigas* als *Magallana gigas* betreffen aanvaarde naamgevingen.

De Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* of '*creuse*' komt van nature voor in **Zuidoost-Azië** en werd in **1969** in België **geïmporteerd** als alternatief voor de falende kweek met de lokale Platte oester *Ostrea edulis*. Men dacht oorspronkelijk dat de Japanse oester zich hier niet zou kunnen voortplanten vanwege het koude klimaat. Ze vestigt zich op alle mogelijke harde ondergronden (dijken, strandhoofden, mosselbanken, etc.), waarbij ze in concurrentie treedt voor ruimte en voedsel met lokale mosselen en schaaldieren.

Oorspronkelijke verspreiding

Van oorsprong komt de Japanse oester voor in Zuidoost-Azië en Japan [2]. Deze weekdieren kunnen zich met hun linker schelpklep vasthechten op bijna elke harde ondergrond of substraat, en dit zowel in mariene als estuariene wateren. Men vindt ze ook in modderige of zandige zones, waar ze vastzitten op pakketten van lege schelpen of op levende banken van een andere schelpensoort [3]. Na verloop van tijd kan op deze manier een oesterbank ontstaan. Zo ontwikkelt er 'nieuw' hard substraat in gebieden waar voordien enkel zacht substraat aanwezig was.

Eerste waarneming in België

De kweek van de inheemse Platte oester *Ostrea edulis* ging vrijwel geheel verloren door de strenge winters van 1962-1963. In 1969 werden daarom Japanse oesters ingevoerd uit Nederland en uitgezet in de Spuikom van Oostende. Deze Nederlandse oesters stamden echter rechtstreeks af van Canadese en Japanse voorouders [4]. Men ging ervan uit dat natuurlijke reproductie niet mogelijk was door te lage wintertemperaturen in onze wateren. In datzelfde jaar (1969) werd *Crassostrea/Magallana gigas* voor de eerste keer buiten de kweekinstallaties aangetroffen, in het Sluisdok van de haven van Oostende [4]. Daarbovenop kwam sinds 1980 ook nog eens de oesterziekte Bonamiasis de kop opsteken, veroorzaakt door de uitheemse oesterparasiet *Bonamia ostreae*. Hierdoor ging het Platte oester-bestand nog verder achteruit [5,6] terwijl de Japanse oester bestand bleek tegen de parasiet [7].

Verspreiding in België

Broedval van Japanse oesters buiten de oesterpercelen zorgde voor een moeilijk te stoppen gebiedsuitbreiding. Ondertussen wordt de Japanse oester in het hele Belgische zeegebied als gevestigd beschouwd. De soort komt langs de hele Belgische kust voor op alle geschikte – meestal artificiële – harde substraten. De oesters vestigen zich veelal tussen het hoog- en laagwaterniveau, op voorwaarde dat bepaalde condities van stroming, verzanding, voedselaanbod, etc. gunstig zijn [8]. De Japanse oester komt tegenwoordig in grote aantallen voor in de havens van Nieuwpoort, Oostende, Zeebrugge en Blankenberge, maar ook op strandhoofden en boeien in zee [8-10].

Voor de Spuikom van Oostende werd berekend dat zo'n 3,7% van het bodemoppervlak bedekt is met Japanse oesters. De oesters vormen hier riffen die voornamelijk uit lege schelpen bestaan. Deze riffen trekken larven van de Japanse oester aan waarbij deze larven de riffen opnieuw kunnen koloniseren [11]. De nieuw gevestigde oesters komen vooral dichtbij de kwekerijen (in het zuidelijk deel van de Spuikom) abundant voor [11].

De Japanse oester komt niet alleen in de nabije kuststrook voor, maar is verspreid op boeien over het hele Belgische zeegebied en sedert 2010 ook op de turbines van de windmolens [12]. De soort is op offshore constructies beperkt tot de getijdenzone of tot de bovenste zone van drijvende structuren. Op de zeebodem (offshore) komt de soort niet voor en het is weinig waarschijnlijk dat ze zich daar zal vestigen [8].

Er werd ook melding gemaakt van grote hoeveelheden jonge Japanse oesters vastgehecht op aangespoelde Zaagjes *Donax vittatus* op de stranden van Westende tot De Panne [13]. Verder werden levende exemplaren van de Japanse oester opgemerkt op een Stevige strandschelp *Spisula solida* te Koksijde en op Strandkrabben *Carcinus maenas* te Oostduinkerke [14].

Verspreiding in onze buurlanden

De Japanse oester is in grote aantallen aanwezig in Nederland, Duitsland, Engeland en Frankrijk en komt in het noorden voor tot Denemarken en het zuiden van Noorwegen [15, 16].

In Nederland zijn riffen met duizenden Japanse oesters terug te vinden in de Ooster- en Westerschelde, de Noordzee en de Waddenzee. Tal van betonnen dijken zijn er overgroeid met een tapijt van Japanse oesters [6]. De eerste Nederlandse verwilderde exemplaren werden in 1971 in de Oosterschelde waargenomen [17]. De opmars in de Waddenzee begon rond 1983 op het Waddeneiland Texel [6]. De soort blijft zich tot op vandaag verder uitbreiden in de Nederlandse en Duitse Waddenzee [18].

In Groot-Brittannië werd in 1965 voor het eerst broed van de Japanse oester ingevoerd. Sinds de jaren '90 worden er verwilderde exemplaren aangetroffen in het zuiden van Groot-Brittannië, bv. in het Teign-estuarium en rond Wales. Genetisch onderzoek doet echter vermoeden dat deze wilde Japanse oesters vanuit Frankrijk geïntroduceerd werden [15,19].

Niettegenstaande de aanzienlijke temperatuurtolerantie van deze exoot [9,16] wordt de verspreiding in Noord-Europa toch beperkt doordat de lage temperaturen er de voortplanting belemmeren. Toch heeft de oester zich kunnen verspreiden van de westkust van Zweden tot in het zuiden van Noorwegen. De klimaatopwarming zal allicht resulteren in een verder noordwaarts voorkomen van de soort [20].

Wijze van introductie

Deze soort is opzettelijk uitgezet voor de oesterkweek. Wanneer de oesters zich gaan voortplanten wordt het oesterbroed door de heersende zeestromingen meegevoerd, waarna de jonge oesters zich vestigen op elk type harde ondergrond [6,8,18,21].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Om een maximale opbrengst in aquacultuur te kunnen garanderen moeten de geïmporteerde soorten voldoen aan een reeks eisen, waaronder tolerantie tegen omgevingsstress, een snelle groei en een grote overlevingskans tijdens het transport. Deze soortgebonden kenmerken verhogen tegelijkertijd de slaagkans van een kolonisatie [22].

Daarbij komt dat deze oesters – in tegenstelling tot wat men vroeger dacht – wel goed bestand zijn tegen onze koude wintertemperaturen, zodat weinig wintersterfte optreedt [9]. De Vlaamse 'betonkusten' met veel dijken, pieren en strandhoofden, bieden ruimte en houvast. Eén enkele oester kan tot 100 miljoen eitjes produceren en op die manier snel elk type harde ondergrond koloniseren. Eens gevestigd, kennen de oesters – behalve de mens – amper vijanden.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De recente warmere zomers zorgden langs de Noordzeekusten voor een sterke populatiegroei bij de Japanse oester [23]. Om zich te kunnen voortplanten is een temperatuur van minimum 16-18 °C nodig. Tegelijkertijd zijn koude winters schaars geworden en overleven de volwassen dieren gemakkelijk de winter [9].

Anderzijds kunnen warme zomers ook verantwoordelijk zijn voor massale sterfte onder de Japanse oesters, die in sommige regio's – waaronder de Oostendse Spuikom – werd waargenomen. Het is tot op heden onduidelijk of het de temperatuur zelf is die hier een rol in speelt, of dat de sterfte eerder te wijten is aan gerelateerde zuurstofarme omstandigheden of aan een nog andere (onbekende) oorzaak [11].

De Japanse oester komt bij ons enkel voor in water met een zoutgehalte boven 10 psu [6]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu. Hierdoor wordt de verspreiding van de soort naar rivieren toe belemmerd. In de Waddenzee werd de verspreiding dan weer vertraagd door een gebrek aan harde ondergronden [6].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Populaties van Japanse oesters zijn doorgaans zeer groot en dichtbevolkt. Door competitie voor ruimte en voedsel worden inheemse soorten zoals de Gewone mossel *Mytilus edulis* en de Kokkel *Cerastoderma edule* mogelijk benadeeld [18]. Ondanks de vrees van mosselboeren dat hun mosselculturen hierdoor achteruitgaan, is er geen sluitend bewijs dat de toenemende aantallen Japanse oester rechtstreeks verantwoordelijk zijn voor de dalende trend in de mosselkweek. Mogelijk spelen andere factoren zoals klimaatsverandering een grotere rol [24]. De Japanse oester filtert larven van inheemse

soorten uit het water als voedselbron, zodat naast competitie ook kan gesproken worden van predatie [6]. Uit voorzorg verwijderen mosselboeren uit de Oosterschelde dan ook de zich ontwikkelende oesterbanken. Hoewel er geëxperimenteerd wordt met het kweken van schelpdieren langs de Belgische kust (o.a. in de windmolenparken) en er concrete plannen zijn voor het opzetten van kweekfaciliteiten, bestaan er momenteel nog geen permanente, grootschalige kweekpercelen, waardoor de impact van de Japanse oester hierop niet waar te nemen is [8].

De uitheemse Japanse oester vormt niet alleen een bedreiging voor inheemse schelpdieren, ook andere dieren kunnen onder druk komen te staan. In 2007 vond men levende exemplaren van de Gewone strandkrab *Carcinus maenas* met Japanse oesters op hun schild [14]. Sommige schilden waren bijna volledig bedekt met de zware oesters. Er werd verondersteld dat de aanwezigheid van de oesters de mobiliteit van de krabben bemoeilijkt, waardoor hun overlevingskans lager ingeschat werd [14].

De nadelige effecten hebben tevens uitwerking op de hogere trofische niveaus. Kustvogels, zoals de scholekster en de overwinterende kanoetstrandlopers, voeden zich vooral met mosselen [25]. Wanneer Japanse oesters de mosselen wegconcurreren bemoeilijkt dit hun zoektocht naar voedsel. De oesters zijn immers veel te groot en te stevig om open te pikken en leken aanvankelijk geen potentiële prooi voor deze vogels [6]. Echter, sinds 2007 merken onderzoekers dat scholeksters en meeuwen zich ook voeden met Japanse oesters, waarbij de harde schelp wordt gekraakt door ze van hoog in de lucht op een hard oppervlak te laten vallen [8].

De Japanse oester is op sommige plaatsen ook een bron van voedsel en substraat voor andere soorten. Zo kan de niet-inheemse Blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus* zich wel voeden met de Japanse oester. Op plaatsen waar de krab veel voorkomt, zoals in en rond de havens van Oostende en Nieuwpoort, kan de krab een mogelijke bedreiging vormen voor de oester [26]. De niet-inheemse Penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* profiteert dan weer van de harde ondergrond die de Japanse oester biedt [27]. Deze voorbeelden tonen aan dat de verspreiding van meerdere uitheemse soorten vaak hand in hand gaan.

Wanneer een oesterbed zich enkele jaren ongestoord kan ontwikkelen, groeien de oesters over elkaar heen. Deze clusters vormen een vlijmscherp, onregelmatig uitziend 'oestertapijt' dat een gevaar vormt voor recreanten [6]. Waar de aanwezigheid van oesterbanken bekend is, kan het dragen van aangepast schoeisel een doeltreffende maatregel zijn, vooral in de centrale Spuikom, waar de oesters verticaal uitgroeien en een gevaar vormen voor watersporters [8]. Op de strandhoofden blijken de oester niet verticaal uit te groeien en zijn daardoor minder gevaarlijk. In de havens verhinderen de oesters het correct sluiten van sluisdeuren, waardoor duikers de aangroei in de haven van Oostende reeds moesten verwijderen [8]. Er blijkt verder geen noemenswaardige schade op te treden aan de plezierboten in de jachthavens [8].

De Japanse oesters kunnen niet geoogst worden: ze zijn vaak te groot, teveel met elkaar vergroeid en hebben een te onregelmatige vorm om op de markt verkocht te worden. Extensieve oesterriffen langs de Nederlandse en Belgische kust bieden een vast substraat aan, dat – voor de extensieve ontwikkeling van de sleepnetvisserij – ook van nature aanwezig was aan de Belgische kust in de vorm van aaneengesloten banken met *Ostrea edulis*. In de Oosterschelde werd de Japanse oester reeds als rifbouwer ingezet om erosie van zandplaten te verhinderen [28].

Elke ecosysteemstructuur wordt bewoond door specifieke soorten en door de verandering van de structuur kan dus ook de soortensamenstelling van het systeem aanzienlijk gewijzigd worden [12,29]. Oesterbedden bieden een thuis aan veel diersoorten, en vanuit dit standpunt ligt de Japanse oester aan de basis van een habitat dat een hoge ecologische waarde kan hebben [30]. Opzettelijk geïntroduceerde schelpdieren dragen vaak een grote variatie aan sessiele organismen, pathogenen en parasieten met zich mee die vervolgens onopzettelijk geïntroduceerd worden in de nieuwe omgeving en de kans krijgen zich hier te vestigen. Ook geassocieerde organismen, levend in het getransporteerde water en sediment, worden bijgevolg geïntroduceerd in het nieuwe habitat [31]. Zo ging de introductie van de Japanse oester gepaard met de introductie van meer dan 20 andere soorten, waarvan een aantal zich succesvol hebben gevestigd in onze contreien [32]. Voorbeelden zijn de Japanse kruiskwal *Gonionemus vertens* [33], het parasitaire roeipootkreeftje *Mytilicola orientalis* [34], de Japanse kelp *Undaria pinnatifida* [35] en de Oesterparasiet *Bonamia ostreae* [36].

De Japanse oester heeft een impact op het ecosysteem van de Belgische kustwateren en moet volgens de Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) onder controle gehouden worden [8]. Specifiek voor de situatie in de Oostendse Spuikom werd gesuggereerd om de sluizen te sluiten tijdens de paaiperiode (juli-augustus) van de Japanse oester om zodoende de instroom van larven uit de haven te vermijden [11]. Verder zouden zoveel mogelijk harde structuren, zoals oude oesterzakken, houten palen en stenen, verwijderd kunnen worden [8].

Door de lokaal hoge densiteiten dienen de oesters op sommige plaatsen verwijderd te worden. Specifiek voor de Oostendse Spuikom werd voorgesteld om door middel van baggeractiviteiten de Japanse oesters te verwijderen. Deze beleidsmaatregelen vergen echter een continue inspanning en zorgen voor een continue verstoring van het milieu [8]. Volgens sommige wetenschappers is er geen fysische controle mogelijk zonder daarbij andere componenten van het ecosysteem aan te tasten [37].

Anderen stellen voor om steriele Japanse oesters op de markt te brengen, die zich niet kunnen voortplanten buiten de kweekculturen [38]. De praktijk leert dat deze methode echter weinig succesvol is [8]. Nog andere mogelijkheden zijn het introduceren van een natuurlijke vijand, zoals ooit in de Verenigde Staten en Frankrijk het parasitaire roeipootkreeftje *Mytilicola orientalis* geïntroduceerd werd in een poging om de Japanse oester onder controle te houden [39]. Het oester herpesvirus OsHV1 (ongevaarlijk voor de mens) is ook een belangrijke vijand van de Japanse oester en woedt sinds 2008 in de Europese

oesterculturen [39]. Het veroorzaakt hoge sterfte bij jonge Japanse oesters en leidde tot het ineenstorten van de productie en het verzwakken van de economische rendabiliteit van talrijke oesterkwekerijen. Het virus kan tot 100% mortaliteit veroorzaken bij larven en jonge oesters. Het is echter sterk af te raden om dit virus te introduceren aangezien het ook de inheemse Platte oester *Ostrea edulis* aantast (ICES, 2004). Een andere pathogeen, *Vibrio aestuarianus*, blijkt eveneens zeer effectief te zijn tegen Japanse oesters, maar heeft ook nadelen [40-42].

Tot op heden (2014) bestaat er geen standaardmonitoring voor de Japanse oester langs de Belgische kust of op het Belgisch deel van de Noordzee [8]. In het kader van het nationaal maatregelenprogramma voor de Belgische mariene wateren [46], met als doel de evolutie van de gezondheidstoestand van het marien milieu op te volgen, monitoren het Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO) en het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) op regelmatige basis de aanwezigheid van de door de mens geïntroduceerde uitheemse soorten [8].

Omdat de Japanse oester zowel landwaarts (in havengebieden, estuaria en getijdengebied), als zeewaarts (op boeien en in offshore windmolenparken) voorkomt, valt deze soort zowel onder Vlaamse als federale regelgeving. Het is dan ook aan te raden om monitoringsinspanningen en maatregelenprogramma's op beide niveau's op elkaar af te stemmen [8].

Specifieke kenmerken

De twee schelphelften van de Japanse oester zijn sterk verschillend: de linkerklep is sterk bolvormig, terwijl de rechterklep vrij plat is en wordt bedekt met schilferige lamellen [43]. Deze vorm leidde tot de commerciële naam '*creuse*', in tegenstelling tot de inheemse Platte oester *Ostrea edulis*. De schelpkleur varieert van vuilgrijs tot violet. De Latijnse soortnaam *gigas* duidt op 'reus of gigant'. De soort kan bij ons wel 30 cm groot worden [6]. Onlangs werd het grootste exemplaar tot nu toe gerapporteerd aan onze kust. De oester werd dood teruggevonden op het strand en mat maar liefst 38 cm, waarmee een nieuw wereldrecord werd gevestigd [44].

De Japanse oester is een filtervoeder [9]. Dit wil zeggen dat exemplaren van deze soort een constante in- en uitstroom van water onderhouden waaruit ze voedselpartikeltjes filteren. Wetenschappers berekenden dat 1 m^2 oesterbed tot 677 liter zeewater per uur kan filteren [45].

De Japanse oester kan van gescheiden geslacht zijn, van geslacht veranderen of occasioneel hermafrodiet zijn. Deze complexe voortplantingsstrategieën zijn afhankelijk van zowel genetische als omgevingsfactoren, waarvan de onderliggende mechanismen nog steeds ongekend zijn [45]. De dieren laten hun eitjes vrij in het water (*spawning*) bij temperaturen boven 16-18 °C (juli en augustus). Eén oester kan tot 100 miljoen eitjes

produceren. In tegenstelling tot de Platte oester *Ostrea edulis* – waar de bevruchting in de schelp van de wijfjes gebeurt – vindt de bevruchting bij de Japanse oester plaats in het zeewater. De eicellen en zaadcellen worden dus tegelijkertijd in het zeewater geloosd. Terwijl de larven 15 tot 30 dagen ronddrijven met de zeestromingen, ontwikkelen ze een schelp. Door het gewicht van deze schelp zinken ze na enkele weken naar de bodem en vestigen ze zich op harde structuren [6].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Magallana gigas* (Thunberg, 1793). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=836033 (2024-10-18).

[2] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[3] Dolmer, P.; Holm, M.W.; Strand, Å.; Lindegarth, S.; Bodvin, T.; Norling, P.; Mortensen, S. (2014). The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: A risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. nr. 2/2014. Havforskningsinstituttet: Bergen. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300384]

[4] Leloup, E. (1971). Recherches sur l'ostreiculture dans le bassin de chasse d'Ostende pendant l'année 1969. Bull. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 47(25): 1-16. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=20102]

[5] Kater, B.J. (2003). Ecologisch profiel van de Japanse oester. Rapport Rijksinstituut voor Visserijonderzoek, C032/03. RIVO: Ijmuiden. 32 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=116367]

[6] Dankers, N.M.J.A.; Dijkman, E.M.; De Jong, M.L.; De Kort, G.; Meijboom, A. (2004). De verspreiding en uitbreiding van de Japanse Oester in de Waddenzee. Alterra-Rapport, 909. Alterra: Wageningen. 51 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=108740]

[7] Engelsma, M.Y.; Culloty, S.C.; Lynch, S.A.; Arzul, I.; Carnegie, R.B. (2014). *Bonamia* parasites: a rapidly changing perspective on a genus of important mollusc pathogens. Dis. Aquat. Org. 110(1-2): 5 - 23. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300247]

[8] Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) (2014). De problematiek van de Japanse oester (*Crassostrea gigas*) aan de Vlaamse kust. VLIZ Beleidsinformerende nota's, 2014-002. VLIZ: Oostende. 23 pp. [www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=240991]

[9] Kerckhof, F. (1997). De schaalhoorn *Patella vulgata* en de Japanse oester *Crassostrea gigas* na de koude winters 1995/1996 en 1996/1997. de Strandvlo 17(2): 49-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19201]

[10] Engledow, H.; Spangoghe, G.; Volckaert, A.M.; Coppejans, E.; Degraer, S.; Vincx, M.; Hoffman, M. (2001). Onderzoek naar (1) de fysische karakterisatie en (2) de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust: eindrapport van de onderhandse overeenkomst dd. 17.02.2000 i.o.v. de Afdeling Waterwegen Kust van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2001.20. Instituut voor Natuurbehoud/Universiteit Gent: Gent. 110 + annexes pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25266]

[11] Soenen, K. (2011). The Sluice Dock in Ostend: Towards an integrated management plan to reduce the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg). MSc Thesis. University of Ghent: Ghent. 53 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206209]

[12] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[13] Jonckheere, I. (2006). Nieuwe vestigingsplaats voor Japanse oesters *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793). De Strandvlo 26(4): 135-139. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=106568]

[14] Vanhaelen, M.-T. (2007). Levende Japanse oester *Crassostrea gigas* op schild van levende strandkrab *Carcinus maenas*. De Strandvlo 27(3-4): 114-115. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=120201]

[15] Miossec, L.; Le Deuff, R.M.; Goulletquer, P. (2009). Alien species alert: *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). ICES Cooperative Research Report, 299. ICES: Copenhagen. 42 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=143272]

[16] Strand, A.; Strand, A.; Blanda, E.; Bodvin, T.; Davids, J.K.; Jensen, L.F.; Holm-Hansen, T.H.; Jelmert, A.; Lindegarth, S.; Mortensen, S.; Moy, F.E.; Nielsen, P.; Norling, P.; Nyberg, C.; Christensen, H.T.; Vismann, B.; Holm, M.W.H., B.W.; Dolmer, P. (2012). Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. Aquat. Invasions 7(3): 433-440. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300217]

[17] Kerckhof, F. (2011). Een vroege waarneming van verwilderde Japanse oesters *Crassostrea gigas* in de Oosterschelde. Het Zeepaard 71(2): 61-67. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=204744]

[18] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[19] Child, A.R.; Papageorgiou, P. (1995). Pacific oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg) of possible French origin in natural spat in the British Isles. Aquat. Conserv. 5(3): 173-177. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300218]

[20] Nielsen, M.; Hansen, B.W.; Vismann, B. (2017). Feeding traits of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, and the invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Mar. Biol. (Berl.) 164(1): 6. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300219]

[21] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[22] Minchin, D.; Rosenthal, H. (2002). Exotics for Stocking and Aquaculture, Making Correct Decisions., in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 206-216. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=40601]

[23] Diederich, S.; Nehls, G.; Van Beusekom, J.E.E.; Reise, K. (2005). Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? Helgol. Mar. Res. 59(2): 97-106. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=110852]

[24] Nehls, G.; Diederich, S.; Thieltges, D.W.; Strasser, M. (2006). Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control? Helgol. Mar. Res. 60(2): 135-143. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=100432]

[25] Van de Kam, J.; Ens, B.J.; Piersma, T.; Zwart, L. (1999). Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels. Schuyt en Co: Haarlem. ISBN 90-6097-509-X. 368 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=4980]

[26] Dauvin, J.C. (2009). Asian Shore crabs *Hemigrapsus* spp. (Crustacea: Brachyura Grapsoidea) continue their invasion around the Cotenin Peninsula, Normandy, France: Status of the *Hemigrapsus* population in 2009. Aquat. Invasions 4(4): 605-611. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300276]

[27] Dumoulin, E. (2004). Snelle areaaluitbreiding van het penseelkrabbetje *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835) langs de kusten van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee, status van haar opmars in de Westerschelde en beschouwingen over de ecologie en het gedrag van de soort. De Strandvlo 24(1): 5-35. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=60125]

[28] Temmerman, S.; Meire, P.; Bouma, T.J.; Herman, P.M.J.; Ysebaert, T.; De Vriend, H.J. (2013). Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. Nature 504(7478): 79-83. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=231954]

[29] Van der Velde, G.; Rajagopal, S.; Kuyper-Kollenaar, M.; Bij de Vaate, A.; Thieltges, D.W.; MacIsaac, H.J. (2006). Biological invasions: Concepts to understand and predict global threat, in: Bobbink, R. et al. Wetlands: Functioning, biodiversity conservation, and restoration. Ecological Studies, 191. Ecological Studies. Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg: pp. 61-90. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297396]

[30] Tydeman, P.; Kleef, H.L.; De Vlas, J. (2002). Ontwikkeling van de Japanse oester (*Crassostrea gigas*) in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1998-2001. Werkdocument RIKZ, OS/2002.601x. RIKZ: Den Haag. 21 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120655]

[31] Wolff, W.J.; Reise, K. (2002). Oysters imports as a vector for the introduction af alien species into northern and western European coastal waters, in: Leppäkoski, E. Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 193-205. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=40600]

[32] Streftaris, N.; Zenetos, A.; Papathanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 43: 419-453. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=75009]

[33] Edwards, C.J. (1976). A study in erratic distribution: the occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. Adv. Mar. Biol. 14: 251-284. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=117002]

[34] Stock, J.H. (1993). Copepoda (Crustacea) associated with commercial and non-commercial Bivalvia in the East Scheldt, The Netherlands. Bijdr. Dierkd. 63(1): 61-64. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=116423]

[35] Dumoulin, E.; De Blauwe, H. (1999). Het bruinwier *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar aangetroffen in de jachthaven van Zeebrugge: met gegevens over het voorkomen in Europa en de wijze van verspreiding (Phaeophyta: Laminariales). De Strandvlo 19(4): 182-188. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19274]

[36] Reise, K.; Dankers, N.M.J.A.; K., E. (2005). Introduced species, in: Essink, K. et al. Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem, 19. Common Wadden Sea Secretaria: Wilhelmshaven: pp. 155-161. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297413]

[37] Mariculture Committee ICES (2003). Report of the Working Group on Marine Shellfish Culture, Trondheim, Norway, 13-15 August 2003. CM Documents - ICES. CM 2003/F:05. ICES: Copenhagen. 23 + annexes pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300220]

[38] Fockedey, N. (2014). Vis- en Zeevruchtengids, voor professionele gebruikers. Voor een markt met duurzame producten uit de zee. VLIZ: Oostende, België. ISBN 978-94-920432-9-0. 182 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=283600]

[39] Van Hoey, G. (2008). Persoonlijke mededeling.

[40] Garnier, M.; Labreuche, Y.; Nicolas, J.L. (2008). Molecular and phenotypic characterization of *Vibrio aestuarianus* subsp. *francensis* subsp. nov., a pathogen of the oyster *Crassostrea gigas*. Syst. Appl. Microbiol. 31(5): 358-365. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312313]

[41] Garnier, M.; Labreuche, Y.; Garcia, C.; Robert, M.; Nicolas, J.L. (2007). Evidence for the involvement of pathogenic bacteria in summer mortalities of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. Microb. Ecol. 53(2): 187-96. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312311]

[42] Saulnier, D.; De Decker, S.; Haffner, P.; Cobret, L.; Robert, M.; Garcia, C. (2010). A large-scale epidemiological study to identify bacteria pathogenic to Pacific oyster *Crassostrea gigas* and correlation between virulence and metalloprotease-like activity. Microb. Ecol. 59(4): 787-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312314]

[43] Zhang, N.; Xu, F.; Guo, X. (2014). Genomic analysis of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) reveals possible conservation of vertebrate sex determination in a mollusc. G3-Genes Genomes Genetics 4(11): 2207-2217. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297456]

[44] Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) (2015). Wereldrecord-oester van 38 cm gevonden aan Belgische kust. http://www.vliz.be/nl/2015-08-25-Wereldrecord-oester-Belgische-kust (2018-08-13).

[45] Philippart, C.J.M. (Ed.) (2007). Impacts of climate change on the European marine and coastal environment: ecosystems approach. European Marine Board Position Paper, 9. European Science Foundation, Marine Board: Strasbourg. ISBN 2-912049-63-6. 82 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=108954]

[46] Belgische Staat (2015). Programma van maatregelen voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 13. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 147 pp.

Crepidula fornicata

Muiltje

© Isabel Eve

Lector
Thierry Backeljau

Wetenschappelijke naam
Crepidula fornicata (Linnaeus, 1758) [1]

Het Muiltje *Crepidula fornicata* kwam oorspronkelijk enkel voor langs de **oostkust van Noord-Amerika**. De soort is echter naar Europa **getransporteerd** samen **met Amerikaanse oesters** *Crassostrea virginica*. Het eerste Belgische exemplaar werd gevonden op 28 september **1911** op een oester in Oostende. Sinds de jaren '30 is het een algemene soort langs onze kust. Het Muiltje kent hier weinig tot geen predatoren en kan gedijen op verschillende types harde bodems en schelpenbanken. Een verdere uitbreiding naar meer noordelijke gebieden wordt wellicht verhinderd door een te lage temperatuur tijdens de winter, wat de ontwikkeling van het Muiltje namelijk kan afremmen of verhinderen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Muiltje kwam oorspronkelijk voor langs de oostkust van Noord-Amerika, van Nova Scotia (Canada) tot aan de Golf van Mexico [2].

Eerste waarneming in België

Het eerste exemplaar werd gevonden op 28 september 1911 op een oester in Oostende en wordt bewaard in het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN) [3].

Verspreiding in België

Het Muiltje is sinds de jaren '30 een gevestigde soort in België. Onderzoek uit de jaren '60 naar het voorkomen van deze soort langs onze kust, leidde tot vondsten in De Panne, Koksijde, Blankenberge en de Spuikom van Oostende [4]. Recentelijk nam de populatie nabij de Belgische kust sterk toe, waardoor deze soort er anno 2011 algemeen voorkomt. Muiltjes kunnen langs de Belgische kust zowel op hard substraat, waaronder boeien en windmolenbanken [5], als op zacht sediment – waar ze zich bv. aan lege schelpen vasthechten – aangetroffen worden [6].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste Europese waarneming van het Muiltje gebeurde in Liverpool Bay (Engeland) in 1872, waar de soort zich niet permanent kon vestigen. Tussen 1887 en 1890 werd het Muiltje ook in Essex (Zuidoost-Engeland) herhaaldelijke keren geïntroduceerd, via de invoer van Amerikaanse oesters *Crassostrea virginica*. Deze oesters werden op bestaande Engelse oesterbanken uitgezet en brachten het Muiltje als verstekeling mee [7].

Vanuit Essex was een verdere verspreiding langs de Europese kusten mogelijk [7]. In de Noordzee heerst er namelijk een noordoostwaartse getijgedreven residuele stroming. De larven van het Muiltje – die vrij in de waterkolom voorkomen (planktonisch) – kunnen op deze stroming 'meeliften' en zo snel in een noordelijke richting migreren naar de andere kustgebieden van de Noordzee [8].

In Nederland werd de soort voor het eerst waargenomen in 1924 [9]. Het betrof hier lege schelpen die vastgehecht zaten op aangespoeld zeewier. De eerste levende exemplaren werden pas twee jaar later opgemerkt, in oktober 1926 [10], waarbij ze vastgehecht zaten op aangespoelde wrakresten. Snel daarna werd de soort algemeen in Zeeland [11].

Vandaag de dag is het Muiltje algemeen in alle aan de Atlantische Oceaan (inclusief Noordzee) grenzende Europese landen, de Baltische Zee en enkele Mediterrane landen (Griekenland, Italië, Malta) [12-14].

Wijze van introductie

Het Muiltje is naar Europa getransporteerd samen met Amerikaanse oesters *Crassostrea virginica*, die uitgezet werden voor aquacultuurdoeleinden [7]. Het is daarnaast niet uit te sluiten dat het Muiltje in onze contreien verzeild raakte als deel van de aangroeigemeenschap op scheepsrompen of als planktonische larven in het ballastwater [7, 15].

Op kleinere schaal kan de soort zich mogelijk verder verspreiden via visserij-activiteiten. Vissersbootjes die op schelpen vissen maken gebruik van een vistuig dat over een bepaalde afstand over de bodem wordt gesleept. Als ze hun vangst uiteindelijk bovenhalen, wordt alles gesorteerd. Wat ze niet kunnen gebruiken, wordt opnieuw overboord gegooid. Als Muiltjes deel uitmaken van de bijvangst, kunnen ze op deze wijze makkelijk verspreid worden [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het succes van het Muiltje kan worden verklaard door enkele specifieke kenmerken, zoals de wel erg ongewone wijze van voortplanten. Muiltjes gaan namelijk boven op elkaar zitten, waarbij de jongste en kleinste exemplaren zich boven op de toren bevinden (zie ook **Specifieke kenmerken**). Het is deze dichte aanwezigheid van hun soortgenoten die hun voorplanting stimuleert [16,17].

Het Muiltje kent in onze streken ook weinig tot geen vijanden [7] en kan gedijen op verschillende types harde bodems en schelpen. Ze zijn soms zelfs in staat modderige bodems te koloniseren [16].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Het Muiltje heeft een larvaal planktonisch stadium van ongeveer twee à drie weken [4], wat bijdraagt tot een snelle uitbreiding van het verspreidingsgebied. Als planktonische larven kunnen ze namelijk passief meeliften op de heersende zeestromingen en kunnen zo grote afstanden overbruggen. Lokale stromingen kunnen tevens een voorname rol spelen in het lokaal reproductiesucces van de soort [18]. Bv., in de Baai van Mont Saint-Michel worden grote aantallen Muiltjes gezien omdat de planktonische larven worden vastgehouden in de baai door een ringvormige zeestroming [19]. Het tegenovergestelde gebeurt in de Baai van Morlaix (Bretagne, Frankrijk). Daar kon de Muiltjes populatie zich niet goed in stand houden, aangezien de larven weg getransporteerd werden uit de baai [20].

Een meer noordelijke gebiedsuitbreiding wordt allicht verhinderd door de lagere wintertemperaturen, hetgeen de ontwikkeling kan afremmen of verhinderen [17]. Over het algemeen groeien de larven en jonge individuen sneller bij hogere watertemperaturen. Ze kunnen respectievelijk een temperatuur van 30 en 32 °C verdragen [21-24]. Bovendien resulteren hogere watertemperaturen in een grotere reproductie en dus hogere abundantie van Muiltjes [25]. Er wordt verwacht dat de klimaatopwarming een verdere noordwaartse migratie in de hand zal werken, alsook het voorkomen op grotere dieptes zal doen toenemen [21,26]. Eveneens zou de soort verdwijnen uit getijdengebieden, waar ze momenteel al leeft bij hoge temperaturen [27]. Harde offshore substraten, zoals boeien of windmolens in zee, kunnen dienst doen als 'stapstenen' richting nieuw te koloniseren gebieden.

Jonge individuen en larven kunnen een lage saliniteit van 15 psu tolereren [22,28], al groeien en ontwikkelen zich dan wel trager. Een jong Muiltje investeert in geval van een lage saliniteit in combinatie met een laag voedselaanbod meer energie in het aanmaken van meer weefsel om het orgaan waarmee het eet groter te maken. Op deze manier kan het meer voedsel opnemen. Het tempo waaraan jonge Muiltjes eten blijft desondanks traag. Door de tragere ontwikkeling en groei blijven individuen langer klein, waardoor ze kwetsbaarder zijn voor predatoren [29,30]. Daarnaast worden de traag groeiende larven over langere afstanden vervoerd in het plankton. Ze kunnen daardoor terechtkomen in zowel geschikte als ongeschikte (bv. laag zoutgehalte) habitats. Echter, als de soort voor een lange tijd in water met een lage saliniteit leeft, lijkt het Muiltje zich beter te kunnen aanpassen aan toekomstige veranderingen in saliniteit [21].

De verzuring van de oceanen, te wijten aan de hoge antropogene CO_2-uitstoot, heeft negatieve gevolgen voor de larven. Deze blijven immers niet alleen kleiner, maar ze kunnen ook minder goed schelpjes vormen, waardoor ze brozer zijn. Ook blijven ze ook langer in het larvale stadium met grotere kans op predatie en ziektes [31-35].

Een succesvolle verspreiding en instandhouding van de soort wordt volgens recente onderzoeken bepaald door omstandigheden tijdens en na de vestiging van de larve. Zo is de keuze van een goed microhabitat (bv. een mossel) waarop de larve zich vestigt essentieel voor de verdere overleving [36]. Voornamelijk in getijdengebieden lijkt de soort niet in staat te zijn een goed microhabitat te kiezen. De metamorfose van het larvaal naar het volwassen stadium vereist een hard substraat [37]. Echter, wanneer hun densiteit toeneemt kan het sediment modderiger en anoxisch worden te wijten aan hun eigen biogene afzettingen en door het feit dat zwevend materiaal wordt vastgehouden tussen de organismen. Dit kan verklaren waarom hoge densiteiten worden geobserveerd in modderige afzettingen [36].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het Muiltje kan in competitie treden voor voedsel en ruimte met andere filtervoeders, zoals mosselen en oesters [38,39]. Studies suggereren echter dat mosselen en Muiltjes van verschillende voedselbronnen afhankelijk zijn [40]. Competitie tussen Muiltjes en oesters

treedt op wanneer het voedselaanbod gelimiteerd is en de oesters veel energie nodig hebben voor de aanmaak van vrouwelijke of mannelijke voortplantingscellen [41]. Mosselen met aangehechte Muiltjes groeien ook minder efficiënt omdat ze mogelijk meer energie moeten steken om zich aan het substraat vast te hechten. Bij oesters speelt dit effect niet [40]. De aangroei van Muiltjes biedt ook twee voordelen voor de getroffen mosselen, (1) de Muiltjes zouden de mosselen immers beschermen tegen predatie door zeesterren [42] en (2) de Muiltjes trekken parasieten aan, waardoor de mosselen minder door die parasieten zouden worden geïnfecteerd [43]. Daarnaast bevordert het Muiltje de afzetting van slijk (pseudofaeces) wanneer het water rijk is aan opgelost materiaal. Deze slijkafzetting is echter een ware pest voor oesterbedden en maakt bovendien de omgeving ongeschikt voor de vestiging van jonge oesters [38].

Muiltjes kunnen een goede gastheer zijn voor de Boorspons *Cliona celata*. Muiltjes ondervinden hier weinig last van, en vormen daarom een ideale verzamelplek voor deze spons. Dit laatste is nadelig voor de soorten waarmee het Muiltje samenleeft. Deze lopen dan immers een hoger risico op parasitisme van de borende spons [44,45].

In Zuid-Engeland (nabij Weymouth) is het Muiltje de dominante soort onder de macrofauna (>1 mm). Er werden zelfs al dichtheden tot 1.750 individuen per m^2 waargenomen [46]. Als Muiltjes massaal aanwezig zijn op een zachte zeebodem bestaande uit zand of slib, dan wordt deze zachte ondergrond op termijn omgevormd tot een 'harder' substraat. Deze wijziging in ondergrond brengt dan weer een wijziging in de aanwezige faunagemeenschap met zich mee [16]. Deze habitatwijziging leidt mogelijk tot een verminderd voortplantingssucces bij Tong (*Solea solea*) [47] en kan een verplaatsing van de platvissen richting een ander geschikt habitat als gevolg hebben. De massale aanwezigheid van Muiltjes resulteert ook in een lager voedselaanbod en in meer competitie tussen de platvissen op plekken waar nog voedsel aanwezig is. Muiltjes consumeren namelijk suspensies van de primaire productie, hetgeen tevens gegeten wordt door de prooien van de platvissen (i.e. benthische invertebraten) [48-50].

Het Muiltje zou echter ook positieve effecten kunnen hebben. Zo zorgt de soort ervoor dat silicium sneller opnieuw in de waterkolom beschikbaar wordt, waardoor kiezelwieren of diatomeeën continu kunnen groeien. Door een continue diatomeeënproductie zou de vorming van toxische algenbloei bemoeilijkt worden [40]. Anderzijds kan de consumptie van primaire productie door Muiltjes een rood tij van *Aureococcus anophagefferens* in ondiepe estuaria onder controle houden [51].

Verder zijn Muiltjes rijk aan lipiden. De types lipiden die men in Muiltjes vindt, zijn van grote waarde voor de geneeskunde: ze kunnen de kans op dikke darmkanker verminderen, en psoriasis behandelen [52-54]. Muiltjes zijn ook zeer voedzaam en dienden tijdens de oorlog als bron van proteïnen [55].

Specifieke kenmerken

Het Muiltje verandert van geslacht gedurende zijn levensloop. De bevruchting gebeurt inwendig en Muiltjes worden geboren als vrijlevende larven. Na het larvaal stadium transformeren ze tot een kruipend mannetje en gaan ze op zoek naar een vrouwtje om zich op vast te hechten. Het mannelijke stadium duurt ongeveer twee jaar, waarna een geleidelijke omvorming gebeurt naar een vrouwelijk stadium. Deze transformatie duurt ongeveer 60 dagen. Gedurende deze periode kunnen zich bovenop deze transformerende schelp nog andere Muiltjes vastzetten tot er een keten van ongeveer 12 exemplaren is gevormd. Gemiddeld gaat er zich één extra exemplaar per jaar vasthechten, en de oudste schelpen bevinden zich altijd onderaan de keten.

Muiltjes worden in hoofdzaak op golfbrekers en strandhoofden aangetroffen. In het Kanaal komen ze ook uitzonderlijk diep voor, nl. tot op een diepte van 60 meter [26].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=138963 (2024-10-18).

[2] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[3] Adam, W.; Leloup, E. (1934). Sur la présence du gastéropode *Crepidula fornicata* (Linné, 1758) sur la côte belge Bull. Mus. royal d'Hist. Nat. Belg./Med. Kon. Natuurhist. Mus. Belg. 10(45): 1-6. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19565]

[4] Polk, P. (1962). Bijdrage tot de kennis der mariene fauna van de Belgische kust: 4. De bestrijding van de oesterplaag *Crepidula fornicata* L. in de Spuikom te Oostende. Biol. Jb. Dodonaea 30: 37-46. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7927]

[5] Kerckhof, F.; Rumes, B.; Jacques, T.; Degraer, S.; Norro, A. (2010). Early development of the subtidal marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea): first monitoring results. Underwat. Technol. 29(3): 137-149. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=202218]

[6] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[7] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[8] Kerckhof, F.; Dumoulin, E. (1988). Opmerkingen naar aanleiding van de introductie van Ensis directus (Conrad, 1843) in de Belgische fauna. De Strandvlo 8(2): 117-136. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18343]

[9] Oorthuys, C.B. (1924). *Crepidula fornicata* in Nederland. Levende Nat. 28: 384-384. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120663]

[10] Korringa, P. (1942). *Crepidula fornicata*'s invasion in Europe. Basteria 7(1-2): 12-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=34241]

[11] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[12] Gollasch, S.; Haydar, D.; Minchin, D.; Wolff, W.J.; Reise, K. (2006). WGITMO input to REGNS - Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 121-132. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208974]

[13] Arnold, D.C. (1960). Occurrence of the Slipper Limpet, *Crepidula fornicata* L., in Ireland. Nature (Lond.) 186(4718): 95-95. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312316]

[14] di Natale, A. (1980). Extra Mediterranean species of Mollusca along the southern Italian coast. Malacologia 22: 571-580. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312318]

[15] McMillan, N.F. (1938). Early records of *Crepidula* in English waters. Proc. Malac. Soc. 23: 236-236. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120665]

[16] Global Invasive Species Database (2018). *Crepidula fornicata*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=600&fr=1&sts=sss (2018-08-09).

[17] Minchin, D.; McGrath, D.; Duggan, C.B. (1995). The slipper limpet, *Crepidula fornicata* (L.), in Irish waters, with a review of its occurrence in the North-Eastern Atlantic. J. Conch., Lond. 35: 249-256. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120666]

[18] Dunstan, P.K.; Bax, N.J. (2007). How far can marine species go? Influence of population biology and larval movement on future range limits. Mar. Ecol. Prog. Ser. 344: 15-28. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300179]

[19] Dubois, S.; Comtet, T.; Retière, C.; Thiébaut, E. (2007). Distribution and retention of *Sabellaria alveolata* larvae (Polychaeta: Sabellariidae) in the Bay of Mont-Saint-Michel, France. Mar. Ecol. Prog. Ser. 346: 243-254. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300178]

[20] Rigal, F.; Vlard, F.; Avata, S.; Comtet, T. (2010). Does larval supply explain the low proliferation of the invasive gastropod *Crepidula fornicata* in a tidal estuary? Biological Invasions 12(9): 3171-3186. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297215]

[21] Bashevkin, S.M.; Pechenik, J.A. (2015). The interactive influence of temperature and salinity on larval and juvenile growth in the gastropod *Crepidula fornicata* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 470: 78-91. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297212]

[22] Pechenik, J.A.; Eyster, L.S. (1989). Influence of delayed metamorphosis on the growth and metabolism of young *Crepidula fornicata* (Gastropoda) juveniles. Biol. Bull. 176(1): 14-24. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300191]

[23] Lucas, J.S.; Costlow, J.J.D. (1979). Effects of various temperature cycles on the larval development of the gastropod mollusc *Crepidula fornicata*. Mar. Biol. (Berl.) 51: 111-117. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300187]

[24] Pechenik, J.A.; Lima, G.M. (1984). Relationship between growth, differentiation, and length of larval life for individually reared larvae of the marine gastropod, *Crepidula fornicata*. Biol. Bull. 166(3): 537-549. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300190]

[25] Valdizan, A.; Beninger, P.G.; P., D.; Chantrel, M.; Cognie, B. (2011). Evidence that rising coastal seawater temperatures increase reproductive output of the invasive gastropod *Crepidula fornicata*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 438: 153-165. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297213]

[26] Hinz, H.; Capasso, E.; Lilley, M.; Frost, M.; Jenkins, S.R. (2011). Temporal differences across a bio-geographical boundary reveal slow response of sub-littoral benthos to climate change. Mar. Ecol. Prog. Ser. 423: 69-82. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297214]

[27] Diederich, C.M.; Pechenik, J.A. (2013). Thermal tolerance of *Crepidula fornicata* (Gastropoda) life history stages from intertidal and subtidal subpopulations. Mar. Ecol. Prog. Ser. 486: 173-187. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297292]

[28] Diederich, C.M.; Jarrett, J.N.; Chaparro, O.R.; Segura, C.J.; Arellano, S.M.; Pechenik, J.A. (2011). Low salinity stress experienced by larvae does not affect postmetamorphic growth or survival in three calyptraeid gastropods. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 397(2): 94–105. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300177]

[29] Paine, R.T. (1976). Size-limited predation: an observational and experimental approach with the *Mytilus-Pisaster* interaction. Ecology 57: 858–873. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300189]

[30] Vermeij, G.J. (1972). Intraspecific shore-level size gradients in intertidal molluscs. Ecology 53(4): 693-700. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300192]

[31] Noisette, F.; Comtet, T.; Legrand, E.; Bordeyne, F.; Davoult, D.; Martin, S. (2014). Does Encapsulation Protect Embryos from the Effects of Ocean Acidification? The Example of *Crepidula fornicata*. PLoS ONE 9(3): e93021. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297216]

[32] Gaylord, B.; Hill, T.M.; Sanford, E.; Lenz, E.A.; Jacobs, L.A.; Sato, K.N.; Russell, A.D.; Hettinger, A. (2011). Functional impacts of ocean acidification in an ecologically critical foundation species. J. Exp. Biol. 214(15): 2586–2594. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300182]

[33] Miller, A.W.; Reynolds, A.C.; Sobrino, C.; Riedel, G.F. (2009). Shellfish face uncertain future in high CO_2 world: influence of acidification on oyster larvae calcification and growth in estuaries. PLoS One 4(5): 1-8. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300188]

[34] Hickman, C.S. (2001). Evolution and development of gastropod larval shell morphology: experimental evidence for mechanical defense and repair. Evolution & Development 3(1): 18-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300185]

[35] Hickman, C.S. (1999). Adaptive function of gastropod larval shell features. Invertebr. Biol. 118(4): 346-356. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300184]

[36] Gosselin, L.A.; Chia, F.S. (1995). Distribution and dispersal of early juvenile snails: effectiveness of intertidal microhabitats as refuges and food sources. Mar. Ecol. Prog. Ser. 128: 213–223. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300183]

[37] Bohn, K.; Richardson, C.A.; Jenkins, S.R. (2013). Larval microhabitat associations of the non-native gastropod *Crepidula fornicata* and effects on recruitment success in the intertidal zone. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 448: 289-297. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297303]

[38] Barnes, R.S.K.; Coughlan, J.; Holmes, N.J. (1973). A preliminary survey of the macroscopic bottom fauna of the Solent, with particular reference to *Crepidula fornicata* and *Ostrea edulis*. Proc. Malac. Soc. 40(4): 253-275. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120669]

[39] Blanchard, M. (1997). Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. Sci. Mar. 31(2): 109-118. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208711]

[40] Thieltges, D.W.; Strasser, M.; Reise, K. (2006). How bad are invaders in coastal waters? The case of the American slipper limpet *Crepidula fornicata* in western Europe. Biological Invasions 8(8): 1673-1680. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208708]

[41] Decottignies, P.; Beninger, P.G.; Rincé, Y.; Riera, P. (2013). Trophic interactions between two introduced suspension-feeders, *Crepidula fornicata* and *Crassostrea gigas*, are influenced by seasonal effects and qualitative selection capacity. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(2): 231-241. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297260]

[42] Thieltges, D.W. (2005). Benefit from an invader: American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces star fish predation on basibiont European mussels. Hydrobiologia 541: 241-244. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208713]

[43] Thieltges, D.W.; Reise, K.; Prinz, K.; Jensen, K.T. (2009). Invaders interfere with native parasite-host interactions. Biological Invasions 11(6): 1421-1429. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297296]

[44] Le Cam, S.; Viard, F. (2011). Infestation of the invasive mollusc *Crepidula fornicata* by the native shell borer Cliona celata: a case of high parasite load without detrimental effects. Biological Invasions 13(5): 1087-1098. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297285]

[45] Kelly, D.W.; Paterson, R.A.; Townsend, C.R.; Poulin, R.; Tompkins, D.M. (2009). Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology? Ecology 90(8): 2047-2056. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300186]

[46] Seaward, D.R. (1987). The Marine mollucs of Pertland Harbour, Dorset. Dorset Proceedings 108: 159-167. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120672]

[47] Le Pape, O.; Guerault, D.; Desaunay, Y. (2004). Effect of an invasive mollusc American slipper limpet *Crepidula fornicata*, on habitat suitablility for juvenile common sole *Solea solea* in the bay of Biscay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 277: 107-115. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208702]

[48] Kostecki, C.; Rochette, S.; Girardin, R.; Blanchard, M.; Desroy, N.; Le Page, O. (2011). Reduction of flatfish habitat as a consequence of the proliferation of an invasive mollusc. Est., Coast. and Shelf Sci. 92(1): 154-160. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297217]

[49] Elliott, M.; Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. Neth. J. Aquat. Ecol. 29(3-4): 397-417. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=440]

[50] Arbach, L.; Desroy, N.; Le Mao, P.; Pauly, D.; Le Pape, O. (2008). Interactions between a natural food web, shellfish farming and exotic species: the case of the Bay of Mont Saint-Michel (France). Est., Coast and Shelf Sci. 76(1): 111-120. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=126827]

[51] Harke, M.J.; Gobler, C.J.; Shumway, S.E. (2011). Suspension feeding by the Atlantic slipper limpet (*Crepidula fornicata*) and the northern quahog (*Mercenaria mercenaria*) in the presence of cultured and wild populations of the harmful brown tide alga, *Aureococcus anophagefferens*. Harmful Algae 10(5): 503-511. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297254]

[52] Dagorn, F.; Buzin, F.; Couzinet-Mossion, A.; Decottignies, P.; Viau, M.; Rabesaotra, V.; Barnathan, G.; Wielgosz-Collin, G. (2014). Multiple Beneficial Lipids Including Lecithin Detected in the Edible Invasive Mollusk *Crepidula fornicata* from the French Northeastern Atlantic Coast. Mar. Drugs. 12(12): 6254-6268. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297257]

[53] Fukunaga, K.; Hossain, Z.; Takahashi, K. (2008). Marine phosphatidylcholine suppresses 1,2-dimethylhydrazine-induced colon carcinogenesis in rats by inducing apoptosis. Nutr. Res. 28(9): 635-640. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=300181]

[54] Dupont, P. (2006). Traitement du psoriasis par la lécithine marine. Phytothérapie 4(1): 15-22. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300180]

[55] Wouters, D. (1995). Het multje *Crepidula fornicata* als oorlogsvoedsel. De Strandvlo 15(2): 42-43. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19123]

Ensis leei

Amerikaanse zwaardschede

© Oscar Bos - Wageningen Marine Research

Lector
Thierry Backeljau

Wetenschappelijke naam
Ensis leei M. Huber, 2015 [1]

De Amerikaanse zwaardschede *Ensis leei* kwam oorspronkelijk enkel voor aan de **Amerikaanse oostkust** maar bereikte via het transport (van larven) in het **ballastwater** van vrachtschepen Europa. In **1987** werden op het strand van Oostduinkerke de eerste schelpen van deze soort gevonden. Al gauw was de volledige kustlijn gekoloniseerd. De Amerikaanse zwaardschede is een uitgesproken opportunist. De aanwezigheid van deze exoot heeft zowel voor- als nadelen. Enerzijds kunnen deze zwaardschedes opgevist en geconsumeerd worden (ook door inheemse vogels en vissen), anderzijds kunnen ze visnetten beschadigen en mogelijk een negatief effect hebben op de biodiversiteit.

Oorspronkelijke verspreiding

De Amerikaanse zwaardschede leeft van nature aan de Atlantische kust van de Verenigde Staten, van Labrador tot North Carolina [2]. De soort komt daar voor in zandige zeebodems, vanaf de laagwaterlijn tot een diepte van 20 à 30 meter.

Eerste waarneming in België

De eerste 'Belgische' exemplaren van *Ensis leei* werden op 2 april 1987 op het strand van Oostduinkerke gevonden, tussen exemplaren van de lokale Grote zwaardschede *Ensis magnus* en het Klein tafelmesheft *Ensis minor*. Enkele dagen later werden ook in Zeebrugge exemplaren gevonden. Door de grote afstand tussen beide waarnemingsplaatsen, nam men aan dat de Amerikaanse zwaardschede op dat moment wellicht al de volledige Belgische kust had gekoloniseerd [3].

Verspreiding in België

In de maanden na de eerste waarnemingen kwamen talrijke meldingen binnen, hetgeen de aanwezigheid van de Amerikaanse zwaardschede over de ganse Belgische kustlijn bevestigde.

Ook nu spoelen op onze stranden nog regelmatig grote aantallen levende Amerikaanse zwaardschedes aan, als gevolg van de massale aanwezigheid van deze soort op de subtidale zandbanken. Zo werden in het najaar van 2006 zelfs tot 350 exemplaren per m^2 gevonden voor de kust van Koksijde, op een diepte van ongeveer 2 meter [4].

Op de Vlakte van de Raan – ongeveer 5 km vóór de kust van Knokke-Heist – vonden wetenschappers in 1999 dichtheden tot 1.200 Amerikaanse zwaardschedes per m^2. Dergelijke recordaantallen werden in de volgende jaren niet meer waargenomen [5]. In Nederland werden echter nog grotere dichtheden gevonden: tot zelfs 2.000 exemplaren per m^2 [6].

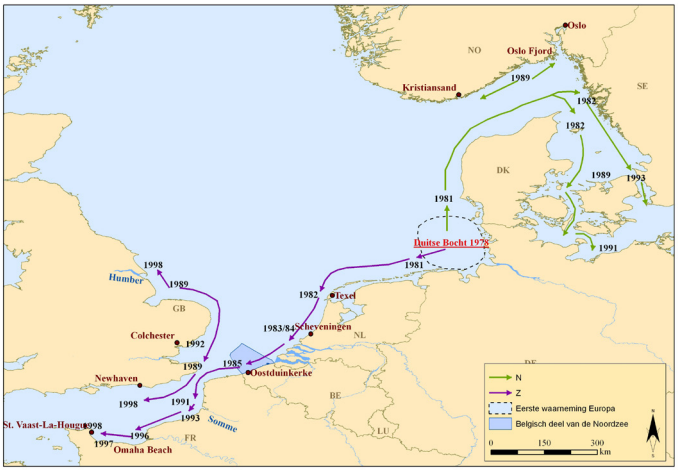
Er zijn drie stabiele populaties van de Amerikaanse zwaardschede aangetroffen voor de Belgische kust, namelijk rond de Nieuwpoortbank, op de Oostendebank en op de noordelijke flank van de Vlakte van de Raan [7]. De soort werd vroeger ook gezien op de noordelijke flank van de Wenduinebank, maar tegenwoordig is het onduidelijk hoe het met deze populatie gesteld is [7]. De soort komt bij ons vaak voor in associatie met een andere bivalvesoort, met name *Abra alba* [7].

Bovenvermelde densiteiten vormen allicht nog een onderschatting daar de stalen doorgaans worden genomen met een Van Veen grijper. Amerikaanse zwaardschedes

zitten verticaal in zandige en slikkige bodems en bij verstoring – bv. het op de bodem vallen van een grijper – trekken deze dieren zich bliksemsnel terug in de bodem, tot wel 50 cm diep [6,8]. Een Van Veen grijper bemonsterd gemiddeld slechts de bovenste 10 tot 15 cm van de zeebodem waardoor een onbekend aantal zwaardschedes ontsnappen aan de monstername [9].

Verspreiding in onze buurlanden

De Amerikaanse zwaardschede werd voor het eerst opgemerkt in Europese wateren in juni 1979, meer bepaald in de Duitse Bocht op de grens tussen de Duitse en Nederlandse Waddenzee (**figuur 1**). Men vermoedt echter dat de introductie hier reeds begin 1978 heeft plaatsgevonden. In de daaropvolgende jaren heeft de soort zich zowel in noordelijke, als in zuidelijke richting uitgebreid [10]. Deze graduele kolonisatie staat in contrast met resultaten van een genetisch onderzoek dat suggereert dat er meerdere introducties in Europa zijn gebeurd [11].



Figuur 1: Introductiepatroon van de Amerikaanse zwaardschede in Europa. (Bron: VLIZ adaptatie naar Severijns, 2002 [12]).

De eerste waarneming uit Nederland dateert van 1982 op Schiermonnikoog, één van de Waddeneilanden [13]. Sindsdien nam de soort daar spectaculair toe en konden dichte populaties zich vestigen over de gehele kustlijn.

In Frankrijk werden de eerste exemplaren gevonden in januari 1988 in Bray-Dunes, dicht tegen de Belgische grens [14]. De soort werd ondertussen al teruggevonden tot St. Vaast-la-Hougue, in Normandië [15] en zelfs al in de Golf van Biskaje [16,17].

In het Noorden komt de soort voor langs de Noorse kust (tot Oslo), in Deense en Duitse kustwateren, langs de westkust van Zweden tot in het zuiden van de Baltische Zee [12].

Ook de oversteek naar Groot-Brittannië bleek geen probleem. De Amerikaanse zwaardschede komt er nu voor vanaf het estuarium van de Humber in het noorden tot aan Newhaven in het zuiden [12,18]. De soort werd ook al aangetroffen in het Firth of Forth estuarium [19] dichtbij Edinburgh, in Angle Bay, het westelijk deel van de Milford Haven [20] en in de Baai van Liverpool [16,21].

Omdat *Ensis leei* in Europa geïntroduceerd werd in het koudere deel van zijn thermale niche, is de kans reëel dat de soort door de klimaatopwarming niet enkel een noordwaartse maar tevens een zuidwaartse uitbreiding van zijn leefgebied zal kennen [22].

Wijze van introductie

Er wordt aangenomen dat de Amerikaanse zwaardschede in onze contreien werd geïntroduceerd via het ballastwater van schepen. Gezien de ingegraven levenswijze van de volwassen individuen, gaan wetenschappers ervan uit dat het de planktonische larven waren die naar Europa werden getransporteerd [12,14]. Verdere verspreiding langsheen de Europese kusten zou dan vooral gebeuren door het passief meeliften van de larven met de zeestromingen. Consumptie en wegwerpen van in Nederland gevangen Amerikaanse zwaardschedes in Zuid-Europese landen verhoogt het risico op de introductie van deze soort in die landen [16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Amerikaanse zwaardschede is een uitgesproken opportunist. Dit schelpdier is terug te vinden in zandige en slikkige bodems en blijkt ook te kunnen gedijen op droogvallende zandbanken [2]. Dit verklaart het abundant voorkomen van deze soort in de Belgische wateren [14,23]. Omdat de Amerikaanse zwaardschede zich snel kan ingraven, kan de soort zich vestigen op dynamische plekken met sterke getijdestromingen en golven [24,25]. Het is bovendien een soort die heel snel groeit – tot wel 14 cm in twee jaar tijd [24] – en ook het ganse jaar door nakomelingen kan produceren [6,26]. Ook de afwezigheid van zijn natuurlijke predatoren (o.a. de slak *Polinices heros* en de snoerworm *Cerebratulus lacteus*) in Europa draagt bij tot de succesvolle verspreiding van de soort [16,27], al staat de Amerikaanse zwaardschede in onze contreien ook reeds op het menu van enkele vogelsoorten [6,28,29].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Amerikaanse zwaardschede graaft zich in zandige en slikkige bodems verticaal in. Dit betekent dat de soort niet kan voorkomen op rotskusten. Rotskusten hoeven echter geen barrière te vormen voor zijn verdere verspreiding, omwille van de larvale stadia van deze soort. Deze stadia zijn namelijk planktonisch, wat betekent dat ze zich vrij in de waterkolom bevinden en zich kunnen laten meevoeren door zeestromingen. Dit planktonisch stadium

duurt ongeveer twee tot vier weken en in die tijd kunnen de larven zich al tientallen kilometers van hun oorspronkelijke gebied verplaatst hebben, voorbij rotsige barrières [12]. Volgens habitatmodellen is de ideale diepte voor de Amerikaanse zwaardschede tussen 0 en 67 meter en kan de soort gedijen bij een minimum wateroppervlaktetemperatuur van 3-18 °C en bij een maximum wateroppervlaktetemperatuur van 20-26 °C [30].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Bijna overal waar de Amerikaanse zwaardschede zich vestigt, groeit de populatie in een paar jaar tijd zodanig snel dat hun aantallen al gauw tien tot honderdmaal hoger liggen dan de andere, inheemse weekdiersoorten. Hoewel er nog geen rechtstreeks negatief effect werd aangetoond van de Amerikaanse zwaardschede op de inheemse soorten (Grote zwaardschede (*Ensis magnus*), Kleine zwaardschede (*Ensis ensis*) en Klein tafelmesheft (*Ensis minor*)), zijn de drie inheemse soorten op veel plaatsen in West-Europa erop achteruit gegaan sinds de komst van de Amerikaanse soort [12]. Officieel zijn er nog geen extincties vastgesteld, maar het lijkt erop dat *Ensis minor* en *Ensis magnus* volledig weggeconcurreerd zijn langs de Belgische kust [16]. Daarnaast zijn enkele andere soorten tweekleppigen, bv. *Spisula subtruncata*, *Mactra stultorum* en *Cerastoderma edule* in aantal verminderd [7]. Tevens kunnen hoge densiteiten aan Amerikaanse zwaardschedes het oorspronkelijk habitat wijzigen [31]. De verhoogde accumulatie van sediment kan tevens de borstelwormen affecteren. Zo werd er bij ons een verschuiving geobserveerd van *Lanice conchilega* naar *Owenia fusiformis* [7,32].

De grote aantallen Amerikaanse zwaardschedes die de laatste jaren worden gevonden, vormen eveneens een mogelijke voedselbron voor bv. vogels en vissen. Op zee kunnen vogels, zoals de eidereend en Zwarte zee-eend, op de exoot jagen. Maar omdat het geen eenvoudige opdracht is om de zwaardschedes – die zich met hun 'voet' in de zeebodem verankeren – los te krijgen, worden hoofdzakelijk schelpen gegeten die uit de bodem zijn losgeraakt. Ook scholeksters en meeuwen doen zich vaak te goed aan zwaardschedes wanneer deze na een storm massaal op de stranden aanspoelen [6]. Pladijs, schar, tong [7,8] en kabeljauw [16] voeden zich eveneens met deze tweekleppigen.

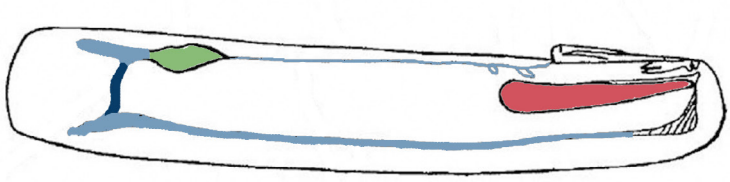
Tijdens het vissen kunnen grote pakketten van lege Amerikaanse zwaardschede-schelpen in de visnetten terechtkomen. De randen van de schelpen kunnen de netten ernstig beschadigen [33]. Niettegenstaande wordt er in bepaalde streken actief op zwaardschedes gevist daar ze er culinair erg gewaardeerd worden [12,34]. In Europa is dit het geval met de Kleine zwaardschede *Ensis ensis*, wat op veel plaatsen leidde tot de achteruitgang van deze soort. Vooral in Zuid-Europa worden veel zwaardschedes gegeten. In Nederland vist men op de Amerikaanse zwaardschede, maar de geviste schelpen worden vooral uitgevoerd naar Zuid-Europa. Gezien zwaardschedes zich diep in de bodem bevinden en met traditionele tuigen moeilijk te vangen zijn, werden speciale toestellen ontwikkeld die tot 30 cm in de zeebodem kunnen dringen om zo de dieren onbeschadigd te kunnen vangen [6]. Ook in Belgische (gespecialiseerde) viswinkels worden zwaardschedes te koop

aangeboden, maar deze zijn hoofdzakelijk geïmporteerd vanuit Nederland [35]. Momenteel is het vissen op deze zwaardschedes verboden in België. Er wordt verwacht dat de impact op het ecosysteem van dergelijke visserij in België beperkt zou zijn, zolang het vissen op kleine schaal zou plaatsvinden, zoals tegenwoordig in Nederland [7].

Specifieke kenmerken

In Europa wordt de Amerikaanse zwaardschede 12 tot 17,5 cm lang [12], terwijl de exemplaren in zijn oorspronkelijk verspreidingsgebied (Noord-Amerika) tot 25 cm lang worden. Doorgaans treedt er een sterke tot matige kromming op in beide schelphelften en gaapt de schelp aan beide uiteinden. De gemiddelde lengte/breedte verhouding van de schelpen bedraagt 6,2.

De Grote zwaardschede *Ensis magnus* en de Kleine zwaardschede *Ensis ensis* hebben een grotere gemiddelde lengte/breedte verhouding van respectievelijk 7,4 en 8,0 en zijn dus over het algemeen iets slanker dan hun Amerikaanse neef. Een duidelijk kenmerk dat enkel bij de Amerikaanse zwaardschede is aan te treffen, is een duidelijke kromming in de mantelbocht (zie **figuur 2**). In de Noordzee worden zelden individuen ouder dan 5 jaar gezien [7].



Figuur 2: Binnenzijde van een linker klep van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis leei* met daarop de spierindruksels van de voorste (rood) en achterste (groen) sluitspier, de mantellijn (lichtblauw) en mantelbocht (donkerblauw) [12].

De Amerikaanse zwaardschede leeft doorgaans in zandige en slikkige bodems. De soort zit verticaal ingegraven in de bodem, waarbij enkel de achterzijde met de twee sifonale openingen zichtbaar is. Bij gevaar trekken ze zich door middel van de goed ontwikkelde voet snel terug in het sediment [12]. Bij stormweer en aanlandige wind worden de schelpenbanken losgeslagen en kun je massaal dode exemplaren in dikke pakketten op het strand terugvinden.

Net zoals vele andere tweekleppigen of bivalven, voedt deze soort zich vooral met plankton [12], dat door de kieuwen uit het water gefilterd wordt. Deze manier van voeden wordt ook wel '*filter-feeding*' genoemd.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ensis leei* M. Huber, 2015. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=876640 (2024-10-18).

[2] de Bruyne, R.H.; De Boer, T.W. (1983). De Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* (Conrad, 1843) in Nederland: de opmerkelijke opmars van een immigrant. Het Zeepaard 43(6): 188-193. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120677]

[3] Kerckhof, F.; Dumoulin, E. (1987). Eerste vondsten van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* (Conrad, 1843) langs de Belgische kust. De Strandvlo 7(2): 51-52. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18276]

[4] Van Ginderdeuren, K.; Maene, S.; Vincx, M.; Degraer, S. (2007). Ecologische monitoring kustverdedigingsproject Oostende (t0-situatie, fase 3). Dossiernummer 205.240. Eindrapport. MD & K: Oostende. 106 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120913]

[5] Hostens, K.; Moulaert, I. (2006). De macro-, epi- en visfauna op de Vlakte van de Raan, in: Coosen, J. et al. Studiedag: De Vlakte van de Raan van onder het stof gehaald, Oostende, 13 oktober 2006. VLIZ Special Publication, 35: Oostende: pp. 116-135. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=102927]

[6] Wijsman, J.W.M.; Kesteloo, J.J.; Craeymeersch, J.A. (2006). Ecologie, visserij en monitoring van mesheften in de Voordelta. IMARES Wageningen Report, C009/06. Wageningen UR. IMARES: Ijmuiden. 41 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=102891]

[7] Houziaux, J.-S.; Craeymeersch, J.; Merckx, B.; Kerckhof, F.; Lancker, V.; Courtens, W.; Stienen, E.; Perdon, J.; Goudswaard, P.C.; Van Hoey, G.; Vigin, L.; Hostens, K.; Vincx, M.; Degraer, S. (2012). EnSIS' – Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report. Belgian Science Policy Office: Brussels. 105 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=216754]

[8] Tulp, I.; Craeymeersch, J.; Leopold, M.; van Damme, C.; Fey, F.; Verdaat, H. (2010). The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. Est., Coast and Shelf Sci. 90(3): 116-128. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=199673]

[9] Beukema, J.J. (1974). The efficiency of the Van Veen grab compared with the Reineck box sampler. J. Mar. Sci./J. Cons. int. Explor. Mer 35: 319-327. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113763]

[10] Van Cosel, R.; Dörjes, J.; Mühlenhardt-Siegel, U. (1982). Die amerikanische Schwertmuschel Ensis directus (Conrad) in der Deutschen Bucht: I. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten = The american jackknife clam *Ensis directus* (Conrad) in the German Bight: I. Zoogeography and taxonomy in comparison with the native jackknife and razor clams. Senckenb. Marit. 14(3-4): 147-173. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115578]

[11] Vierna, J.; Jensen, K.T.; Gonzalez-Tizon, A.M.; Martinez-Lage, A. (2012). Population genetic analysis of *Ensis directus* unveils high genetic variation in the introduced range and reveals a new species from the NW Atlantic. Mar Biol. (Berl.) 159(10): 2209-2227. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=255728]

[12] Severijns, N. (2002). Verspreiding van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* (Conrad, 1843) in Europa 23 jaar na de introductie: opmerkelijke opmars van een immigrant. Gloria Maris 40(4-5): 63-111. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=23304]

[13] De Boer, T.W.; De Bruyne, H. (1983). De Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* (Conrad, 1843) in Nederland. Basteria 47(5-6): 154-154. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=21074]

[14] Kerckhof, F.; Dumoulin, E. (1988). Het voorkomen van *Ensis directus* (Conrad, 1843) langs de Belgische en Noordfranse kust. De Strandvlo 8(2): 102-105. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18339]

[15] Severijns, N. (2004). New notes on the distribution of *Ensis directus* (Conrad, 1843) in western Europe. Gloria Maris 43(2-3): 19-30. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=65862]

[16] Gollasch, S.; Kerckhof, F.; Craeymeersch, J.; Goulletquer, P.; Jensen, K.; Jelmert, A.; Minchin, D. (2015). Alien Species Alert: *Ensis directus*. Current status of invasions by the marine bivalve *Ensis directus*. ICES Cooperative Research Report, 323. ICES: Copenhagen. 32 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=288450]

[17] Arias, A.; Anadón, N. (2012). First record of *Mercenaria mercenaria* (Bivalvia: Veneridae) and *Ensis directus* (Bivalvia: Pharidae) on Bay of Biscay, Iberian Peninsula. J. Shellfish Res. 31(1): 57-60. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300209]

[18] Palmer, D.W. (2004). Growth of the razor clam *Ensis directus*, an alien species in the Wash on the east coast of England. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84(5): 1075-1076. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=67887]

[19] Smith, S.M. (2000). Wreck of Mollusca and *Ascidiella aspersa* (Müller, 1776) in the Firth of Forth. Conchologists' Newsletter 154: 361–365. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300203]

[20] Killeen, I. (2003). *Ensis americanus* continues to spread. Mollusc World 2: 16. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300208]

[21] Dansey, P. (2011). *Ensis directus* (Conrad 1843) (Bivalvia: Solenoidea) found in Liverpool Bay (Sea Area S24). J. Conch., Lond. 40(6): 679-679. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=212272]

[22] Raybaud, V.; Beaugrand, G.; Dewarumez, J.M.; C., L. (2015). Climate-induced range shifts of the American jackknife clam *Ensis directus* in Europe. Biological Invasions. 17(2): 725-741. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297310]

[23] De bruyne, R.H. (2004). Veldgids Schelpen. Veldgids, 14. Jeugdbondsuitgeverij/KNNV Uitgeverij: Utrecht. ISBN 90-5210-327-5. 224 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=69123]

[24] Dannheim, J.; Romohr, H. (2012). The fate of an immigrant: *Ensis directus* in the eastern German Bight. Helgol. Mar. Res. 66(3): 307-317. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297305]

[25] Dekker, R.; Beukema, J.J. (2012). Long-term dynamics and productivity of a successful invader: The first three decades of the bivalve *Ensis directus* in the western Wadden Sea. J. Sea Res. 71: 31-40. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=231045]

[26] Kerckhof, F. (2007). Cis de strandjutter: een Amerikaanse invasie. De Grote Rede 18: 21. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=109947]

[27] Van Cosel, R. (2009). The razor shells of the eastern Atlantic, part 2. Pharidae II: the genus *Ensis* Schumacher, 1817 (Bivalvia, Solenoidea). Basteria 73(1-3): 9-56. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300202]

[28] Cadée, G.C. (2000). Herring gulls feeding on a recent invader in the Wadden Sea, *Ensis directus*, in: Harper, E.M. et al. The evolutionary biology of the Bivalvia. Geological Society Special Publication, 177.: pp. 459-464. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=73740]

[29] Cadée, G.C. (2000). Fragmentatie van *Ensis directus*-schelpen door zilvermeeuwen. Corr. Bl. Malac. Veren. 313: 32-38. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=312320]

[30] Saeedi, H.; Basher, Z.; Costello, M.J. (2016). Modelling present and future global distributions of razor clams (Bivalvia: Solenidae). Helgol. Mar. Res. 70(23): 1-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=282185]

[31] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[32] Van Lancker, V.; Moerkerke, G.; Du Four, I.; Verfaillie, E.; Rabaut, M.; Degraer, S. (2012). Fine-scale geomorphological mapping of sandbank environments for the prediction of macrobenthic occurrences, Belgian Part of the North Sea, in: Harris, P. et al. Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats. Elsevier: Amsterdam: pp. 251-260. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=203854]

[33] Degraer, S.; Van Ginderdeuren, K. (2008). Persoonlijke mededeling.

[34] Hayward, P.J.; Nelson-Smith, A.; Shields, C. (1999). Gids van kust en strand: flora en fauna. Tirion: Baarn. ISBN 90-5210-327-5. 352, ill. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72948]

[35] ISPC (2018). The Horeca Specialist from A to Z. https://www.ispc.be/nl (2018-08-13).

Haloa japonica

Japanse zeepbelslak

Lector
Francis Kerckhof

© Robin Gwen Agarwal CC BY-NC 2.0 BE

Wetenschappelijke naam
Haloa japonica (Pilsbry, 1895) [1]

De Japanse zeepbelslak *Haloa japonica* komt van nature voor in de **Indo-West-Pacifische regio** ter hoogte van Korea en Japan. De slak koloniseert nieuwe gebieden via de invoer van commerciële tweekleppigen voor **aquacultuurdoeleinden**. De soort werd voor het eerst waargenomen op Belgisch grondgebied in april **2024**, in de Oostendse Spuikom. Dit is tot op heden de enige vindplaats in België. De slak komt vooral voor in beschutte watersystemen en heeft een hoge tolerantie voor verschillende milieucondities, wat het potentieel voor verdere verspreiding in de hand werkt.

Oorspronkelijke verspreiding

De soort van komt van nature voor in de Indo-West-Pacifische regio, in Koreaanse en Japanse zeegebieden [2].

Eerste waarneming in België

Op 2 april 2024 werd de Japanse zeepbelslak voor de eerste maal gesignaleerd in de Oostendse Spuikom [3]. Mogelijks kwam ze er al langer voor en werd ze nu pas opgemerkt omdat de dieren zich tijdelijk, allicht net zoals bij de verwante soort *Haminella solitaria*, naar het ondiepe water verplaatst hadden om zich voort te planten [3].

Verspreiding in België

Op dit moment werd de soort enkel in de Oostendse Spuikom waargenomen.

Verspreiding in onze buurlanden

In juni 2018 werd de Japanse zeepbelslak voor de eerste maal in Nederland aangetroffen in het Veerse Meer, wat ook de eerste waarneming in Noordwest-Europa betrof [4]. Tussen 2020 en 2022 breidden de meldingen in Nederland zich uit naar het Grevelingenmeer, waar de soort tot op heden talrijk voorkomt [4]. De opmars in Zuid-Europa begon reeds veel vroeger via de Middellandse Zee en de zuidelijke Atlantische kusten van Europa [2]. Zo werd de soort in 1991 voor de eerste maal aangetroffen in het Middellandse Zeegebied nabij Napels (Italië), in het brakwatermeer Lago Fusaro [5]. In 1992 werden ook exemplaren gevonden in de lagune van Venetië (Italië). In hetzelfde jaar werd de soort ook voor de eerste maal aangetroffen langsheen de Atlantische kust van Noordwest-Spanje, in de Arosa- en Eo-estuaria [6]. In Frankrijk werd de soort zowel langs de Middellandse Zee-kust als de Atlantische kust (Noord-Bretagne) aangetroffen [7]. De waarnemingen in Europa betroffen echter niet de eerste observaties buiten het natuurlijk verspreidingsgebied, want de soort werd reeds in de vroege jaren 1980 gesignaleerd langsheen de Noord-Amerikaanse westkust in de staat Washington [8], en later (1999) ook in de regio rond San Francisco [9].

Wijze van introductie

De Japanse zeepbelslak kan nieuwe gebieden koloniseren via de invoer van commerciële tweekleppigen, zoals de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* of de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* [2,3,9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort heeft een hoge tolerantie voor verschillende milieucondities, wat het potentieel voor verdere verspreiding in de hand werkt [10]. De slak wordt gevonden in water gekenmerkt door zoutgehaltes variërend tussen 18 en 40 psu [11] en leeft in koud-gematigde tot warm-gematigde regio's bij watertemperaturen tussen 5 en 30°C [12].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De slak zet zijn eilegsels meestal af op wieren, waardoor losgeslagen wier een potentiële verdere verspreiding in de hand kan werken. Deze piste wordt echter als weinig waarschijnlijk geacht voor de uitbreiding in Nederland van het Veerse Meer naar het Grevelingenmeer. Daarnaast kan de verspreiding mogelijks in de hand worden gewerkt door het afzetten van eitjes op de romp van recreatieve vaartuigen of via watervogels [4].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In de Baai van San Francisco (California - VS) werd vastgesteld dat de Japanse zeepbelslak drager is van een parasitaire trematode worm. Deze worm kan tijdens zijn levenscyclus (waarschijnlijk) niet woekeren bij zoogdieren maar heeft een vogel als eindgastheer nodig. Toch bleken besmettingen bij mensen voor te komen waarbij ze huidontsteking (dermatitis) veroorzaakten (impact op menselijke gezondheid) waardoor stranden gesloten moesten worden (economische impact) [2,10,11,13]. In Europa werd de parasiet tot op heden nog niet aangetroffen in exemplaren van de Japanse zeepbelslak [2].

Specifieke kenmerken

De Japanse zeepbelslak is een herbivoor en voedt zich met diatomeeën. Volwassen dieren worden tot 20-25 mm groot en hebben een donkere kleur met lichte spikkels [9]. De schelp is een stuk kleiner en meet om en bij de 15 x 11 mm, waardoor het dier zich niet geheel in de schelp kan terugtrekken [14]. De slak heeft twee flappen die op de rug gestrekt liggen, waarnaar wordt verwezen als 'hazenoren' [9]. De schelp is bedekt door een mantel, bij bepaalde individuen kan door de mantel de inwendige schelp gezien worden [3].

De slak plant zich voort in het voorjaar [3]. De legsels zijn een banaanvormige geleiachtige massa gevuld met gele eitjes. De eitjes hebben een diameter van ongeveer 1 mm. In de Oostendse Spuikom werden deze eieren aangetroffen tussen het eveneens niet-inheemse Japans bessenwier *Sargassum muticum*, eerst hoog op de betonnen bedijking en later overal [3]. De ontwikkeling van de soort is ongewoon, want in plaats van zwemmende, niet voedende veliger larven, komen ook kruipende juvenielen voort uit de eierlegsels [3].

De slak komt vooral voor in beschutte watersystemen, waar de slak vaak wordt aangetroffen op zachte (zanderige-modderige) bodems. De slak wordt eveneens gesignaleerd op harde (kunstmatige) structuren of tussen groen- en roodwieren [4,10]. De soort komt voor van de laagwaterlijn tot op een diepte van ongeveer 15 meter, maar kan bij rustig weer ook tot een halve meter boven de laagwaterlijn gevonden worden [4].

De soort kan makkelijk verward worden met de van de Amerikaanse oostkust afkomstige *Haminella solitaria* die eveneens de zogenaamde 'hazenoren' bezit. Deze slak werd de voorbije jaren in Duitsland, Denemarken en de Baltische staten aangetroffen. Ze onderscheidt zich van de Japanse zeepbelslak door bolvormige eilegsels, voorplanting in het najaar en een bollere schelp [3]. De soorten kunnen eenduidig van elkaar onderscheiden worden door microscopisch onderzoek van de radula. De rachidiale (centrale) tanden van de radula van de Japanse zeepbelslak zijn driepuntig (getand bij *Haminella solitaria*) en bezitten de eerste laterale tanden aan de binnenzijde een tweede puntige knobbel (een enkele knobbel bij *Haminella solitaria*) [6,9,15].

Daarnaast kan de slak ook verward worden met de Europese soort *Haminoea hydatis*. De schelpen en de levende dieren gelijken sterk op elkaar maar de cefale lobben zijn korter en overlappen elkaar niet [16]. In geval van twijfel biedt microscopisch onderzoek van het 'orgaan van Hancock' (een chemo-sensorische structuur) uitsluitsel [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Haloa japonica* (Pilsbry, 1895). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1374250 (2024-10-18).

[2] Hanson, D.; Cooke, S.; Hirano, Y.; Malaquias, M.A.E.; Crocetta, F.; Valdés, Á. (2013). Slipping through the cracks: the taxonomic impediment conceals the origin and dispersal of *Haminoea japonica*, an invasive species with impacts to human health. PLoS One 8(10): e77457. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=291814]

[3] Annys, A.; Laforce, W.; Kerckhof, F. (2024). Een nieuwe slakkensoort voor België: De Japanse zeepbelslak *Haloa japonica* (Pilsbry, 1895). De Strandvlo 44(2): 52-58. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394067]

[4] Faasse, M.; Gittenberger, A. (2023). De uitbreiding van de Japanse zeepbelslak *Haloa japonica*. Het Zeepaard 83(2): 65-72. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=392227]

[5] Alvarez, L.A.; Garcia, F.J.; Villani, G. (1993). A new Mediterranean species of Haminea Leach, 1820 (Gastropoda: Opisthobranchia: Cephalaspidea). J. Moll. Stud. 59: 339-345. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395090]

[6] Alvarez, L.A.; Martinez, E.; Cigarria, J.; Rolán, E.; Villani, G. (1993). *Haminaea callidegenita* Gibson and Chia, 1989 (Opisthobranchia: Cephalaspidea), a Pacific species introduced in European coasts = *Haminaea callidegenita* Gibson y Chia, 1989 (Opisthobranchia: Cephalaspidea), una especie pacífica introducida en las costas de Europa. Iberus 11(2): 59-65. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=250449]

[7] GBIF. *Haloa japonica* (Pilsbry, 1895). (2024-09-02)

[8] Gibson, G.D.; Chia, F.-S. (1989). Description of a new species of *Haminoea*, *Haminoea callidegenita* (Mollusca: Opisthobranchia), with a comparison with two other Haminoea species found in the northeast Pacific. Can. J. Zool. 67(4): 914-922. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395092]

[9] Gosliner, T.M.; Behrens, D.W. (2006). Anatomy of an invasion: Systematics and distribution of the introduced opisthobranch snail, *Haminoea japonica* Pilsbry, 1895 (Gastropoda: Opisthobranchia: Haminoeidae). Proc. Calif. Acad. Sci. 57(37): 1003-1010 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395088]

[10] Hanson, D.; Hirano, Y.; Valdés, A. (2012). Population genetics of *Haminoea (Haloa) japonica* Pilsbry, 1895, a widespread non-indigenous sea slug (Mollusca: Opisthobranchia) in North America and Europe. Biological Invasions 15(2): 395-406. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395104]

[11] Nemesis. *Haloa japonica*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/567649 (2024-09-02)

[12] OBIS. *Haloa japonica* (Pilsbry, 1895). https://www.obis.org/taxon/1374250 (2024-09-02)

[13] Brant, S.V.; Cohen, A.N.; James, D.; Hui, L.; Hom, A.; Loker, E.S. (2010). Cercarial dermatitis transmitted by exotic marine snail. Emerging Infectious Diseases 16(9): 1357-1365. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395102]

[14] ANEMOON Verspreidingsatlas Weekdieren. *Haloa japonica* (Pilsbry, 1895). https://www.verspreidingsatlas.nl/S1374250 (2024-09-02)

[15] du Bois-Reymond Marcus, E. (1972). Notes on some opisthobranch gastropods from the Chesapeake Bay. Chesapeake Science 13(4): 300-317. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395096]

[16] Malaquias, M.A.E.; Cervera, J.L. (2005). The genus *Haminoea* (Gastropoda: Cephalaspidea) in Portugal, with a review of the European species. J. Moll. Stud. 72(1): 89-103. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=395100]

Heleobia charruana

Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje

© Ton van Haaren

Lector
Ton van Haaren

Wetenschappelijke naam
Heleobia charruana (d'Orbigny, 1841) [1]

Het Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje *Heleobia charruana* komt van nature voor langs de **Zuid-Amerikaanse oostkust** (Brazilië, Uruguay). De soort werd voor de eerste maal aangetroffen op Belgische bodem (haven van Antwerpen) in **2017**, maar een vroeger voorkomen wordt niet uitgesloten. De slak werd allicht via **ballastwater** in het Theems-estuarium (Verenigd Koninkrijk) geïntroduceerd, waarna het zich vermoedelijk op natuurlijke wijze verder heeft verspreid richting het Europese vasteland (België, Nederland). De soort tolereert een brede range aan saliniteit en komt vooral voor in beschutte brakwaterhabitats, waar ze wordt aangetroffen op diverse substraten, gaande van modderig sediment tot stenen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje komt van nature voor langsheen de oostkust van Zuid-Amerika, ter hoogte van Brazilië en Uruguay (en mogelijks nog iets zuidelijker [2]), met de Braziliaanse provincie Sao Paulo als meest noordelijke voorkomen [3-6].

Eerste waarneming in België

De eerste 'officiële' rapportage van de soort op Europees grondgebied vond plaats in Antwerpen in mei 2017. Toen werd de slak op basis van de schelpmorfologie nog verkeerdelijk gedetermineerd als *Heleobia* cf. *australis*, maar DNA-onderzoek bevestigde later dat het wel degelijk om *Heleobia charruana* ging [2,3]. Op basis hiervan konden ook eerdere detecties in Nederland en het Verenigd Koninkrijk (zie verder) worden bevestigd.

Verspreiding in België

Het voorkomen van het Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje is op heden beperkt tot het Antwerps havengebied [3].

Verspreiding in onze buurlanden

Tijdens de eerste twee decennia van deze eeuw werd de soort (toen nog niet op soortniveau geïdentificeerd) meermaals aangetroffen in het intergetijdengebied van de Theems in het zuidoosten van het Verenigd Koninkrijk (sinds 2003). In 2014 werd de slak eveneens voor het eerst aangetroffen in het Noordzeekanaal, nabij IJmuiden en in de haven van Amsterdam (Nederland) [2,3]. Recenter werd de soort ook aangetroffen in Schiedam (2019, nabij de haven van Rotterdam) en de Oosterschelde (2020, Bergse Diepsluis) [2].

Het feit dat het voorkomen van de soort meermaals kon worden vastgesteld in drie Noordwest-Europese landen in de voorbije 20 jaar doet vermoeden dat het om gevestigde populaties gaat [3]. Daar de soort sterke gelijkenissen vertoont met het inheemse Gewone wadslakje *Peringia ulvae*, bestaat de kans dat het Zuid-Amerikaans brakwaterhorentje reeds langer aanwezig is in Noordoost-Europese estuaria maar over het hoofd werd gezien. Maar om dit te bevestigen dient ouder materiaal van *Peringia ulvae* opnieuw onder de loep genomen te worden [2,3].

Wijze van introductie

Er heerst een vermoeden dat de Europese populatie het gevolg is van één enkele intercontinentale introductie in het Theems-estuarium, waarna de soort zich via secundair transport verder heeft verspreid over de Zuidelijke Noordzee. De meest plausibele primaire introductievector betreft allicht transport via ballastwater. Deze laatste kan ook de secundaire vector zijn, maar andere natuurlijke pistes kunnen tevens een optie vormen, zoals het overleven doorheen het verteringssysteem van rondtrekkende vissen of vogels [3] (zoals voor andere soorten reeds werd aangetoond [7-9]) of door mee te liften op drijvend zeewier [3,4]. Aangroei op de romp van (recreatieve) vaartuigen wordt als weinig waarschijnlijk geacht [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort komt voor in brakwaterhabitats met variabele saliniteit, en tolereert waarden tussen 0,5 en 34,5 psu [3,4]. De slak wordt aangetroffen op diverse substraten, gaande van modderig sediment tot stenen, in hoofdzaak in stagnerend of traagstromend water [3]. In de beschutte haven van Antwerpen komt de slak algemeen voor op diepte tussen 5 en 12,5 meter. In de zijarmen van het Nederlandse Noordzeekanaal zoekt de soort ook beschutte zones op en komt er in hoofdzaak voor in ondiep water (<1 meter), terwijl ze in het Noordzeekanaal zelf tot 19,2 meter diepte worden aangetroffen in densiteiten variërend tussen 10 en ruim 3,500 individuen per m^2. Zowel in de havengebieden van Antwerpen als Amsterdam wordt de slak aangetroffen in het donker ondergronds watersysteem van de haven [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De nakomelingen van het Zuid-Amerikaanse brakwaterhorentje kennen geen echt larvaal stadium, waardoor een verdere verspreiding door mee te liften op heerstende stromingen (zonder medium waarop ze zich kunnen vasthechten) weinig waarschijnlijk wordt geacht [3].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Op heden is er geen bewijs rond de impact van het Zuid-Amerikaanse brakwaterhorentje op inheemse fauna, al is de soort vaak dominant op de locaties van voorkomen, waardoor een potentiële impact op inheemse soorten niet uitgesloten kan worden [3]. Daarnaast wordt de biologische gemeenschap in zijn huidige introductiegebieden vaak reeds gedomineerd door de niet-inheemse soort *Potamopyrgus antipodarum* (Jenkins' waterhorentje), die gelijkaardige kolonisatie-eigenschappen vertoont [3,10].

Specifieke kenmerken

De sterke schelp varieert van bijna wit, over dof-geelachtig grijs tot bruinachtig. De groeilijnen zijn eerder onopvallend en de schelp heeft een kegelvormige spits. De windingen worden gescheiden door een nauwelijks ingesneden naad. De schelpen worden gekenmerkt door variabele grootte. De 33 opgemeten exemplaren in Antwerpen varieerden tussen 3,9 en 6,4 mm in de lengte en 2,1 en 3,0 mm in de breedte, met lengte-breedte ratio's tussen 1,7-2,1. Er zijn geen grotere schelpen gekend uit het Verenigd Koninkrijk en Nederland. Er dient gezegd te worden dat het onmogelijk te bepalen valt of een schelp al dan niet volgroeid is, waardoor de minimum-afmetingen betrouwbaarder zijn dan de maximale grootteordes. Voor een gedetailleerde soortbeschrijving wordt doorverwezen naar de literatuur [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Heleobia charruana* (d'Orbigny, 1841). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=760578 (2024-10-18).

[2] van Haaren, T.; de Bruyne, R. (2021). Vermomd wadslakje eindelijk ontmaskerd. Nature Today 13 mei: online https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27705 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394074]

[3] van Haaren, T.; Worsfold, T.M.; Stelbrink, B.; Collado, G.A.; Gonçalve, I.C.B.; Serra, W.S.; Scarabino, F.; Gittenberger, A.; Gittenberger, E. (2021). *Heleobia charruana* (Gastropoda, Truncatelloidea, Cochliopidae), a South American brackish water snail in northwest European estuaries. Basteria 85(1): 82-91 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394073]

[4] Marcus, E. (1963). On Brazilian supralittoral and brackish water snails. Bol. Inst. Oceanogr. Sao Paulo 13(2): 41-52. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394072]

[5] Cenzano, C.S.S.; Würdig, N.L. (2006). Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia 18(2): 153-163. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394071]

[6] Ortega, I.; Colling, L.A.; Dumont, L.F.C. (2018). Response of soft-bottom macrobenthic assemblages to artisanal trawling fisheries in a subtropical estuary. Est., Coast. and Shelf Sci. 207: 142-153. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394070]

[7] Haynes, A.; Taylor, B.J.R.; Varley, M.E. (1985). The influence of the mobility of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith E. A.) (Prosobranchia : Hydrobiidae) on its spread. Arch. Hydrobiol. 103(4): 497-508. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394069]

[8] van Leeuwen, C.H.A.; van der Velde, G.; van Lith, B.; Klaassen, M. (2012). Experimental quantification of long distance dispersal potential of aquatic snails in the gut of migratory birds. PLoS One 7(3): e32292. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394061]

[9] Vinson, M.R.; Baker, M.A. (2008). Poor growth of rainbow trout fed New Zealand mud snails *Potamopyrgus antipodarum*. N. Am. J. Fish. Manage. 28(3): 701-709. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394060]

[10] Alonso, A.; Castro-Díez, P. (2008). What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? Hydrobiologia 614(1): 107-116 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=206637]

Ischadium recurvum

Gebogen traliemossel

© Franky Bauwens

Lector
Tom Van den Neucker

Wetenschappelijke naam
Ischadium recurvum (Rafinesque, 1820) [1]

De Gebogen traliemossel *Ischadium recurvum* is inheems in de **Noordwest-Atlantische Oceaan**, en werd allicht via **scheepvaart** (ballastwater, aangroei op de romp) in West-Europa geïntroduceerd. De eerste waarneming in België dateert van **2021**, zo'n drie jaar na de eerste observatie in Nederland. Tot op heden blijft het voorkomen beperkt tot de Waaslandhaven (haven van Antwerpen). De soort komt voor in ondiep water in omgevingen met matige tot lage golfenergie, vastgehecht met byssale draden aan harde substraten zoals rotsen, oesterriffen en betonnen kaaimuren

Oorspronkelijke verspreiding

De soort is inheems in de Noordwest-Atlantische Oceaan. Zijn natuurlijk verspreidingsgebied strekt zich uit van Cape Cod (Verenigde Staten – Massachusetts) in het noorden tot de Golf van Mexico in het zuiden [2,3].

Eerste waarneming in België

In het voorjaar (april en juni) van 2021 werden voor het eerst 10 levende juveniele exemplaren van de Gebogen traliemossel aangetroffen in België, in het Doeldok in de haven van Antwerpen. De organismen zaten vastgehecht aan de betonnen kaaimuren in een macroinvertebraten-gemeenschap die gedomineerd werd door de eveneens niet-inheemse Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus* [4].

Verspreiding in België

De Belgische in situ-observaties beperken zich tot op heden tot de Waaslandhaven (incl. Doeldok) in de haven van Antwerpen [4-6].

Verspreiding in onze buurlanden

In 2018 werd de Gebogen traliemossel voor het eerst in Nederland waargenomen, in het Noordzeekanaal [7]. Op basis van de groeilijnen wordt vermoed dat de soort zich vermoedelijk al voor 2012 in het gebied heeft gevestigd [7,8]. Tot op heden vormen België en Nederland de enige Europese landen waar de soort werd aangetroffen.

Wijze van introductie

De introductiewijze van de Gebogen traliemossel is ongekend, al heerst een sterk vermoeden dat het transport via ballastwater of via aangroei op de romp van schepen aan de basis ligt [4,7,8]. De introductie in de haven van Antwerpen kan direct uit het oorsprongsgebied of indirect via secundair transport (o.a. door mee te liften op de zeestromingen) vanuit het Nederlandse Noordzeekanaal hebben plaatsgevonden [4].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Gebogen traliemossel is een epibentische brakwatermossel die wordt aangetroffen bij een saliniteit tussen 4,5 en 36 psu, maar ze heeft wel een zoutgehalte nodig boven 8 psu

om zich te kunnen voortplanten [3,9,10]. Niettegenstaande de soort een brede range aan watertemperaturen tolereert, gaande van rond het vriespunt tot 37°C, is deze mossel het meest succesvol in warm gematigde en tropische wateren [3]. De soort komt voor in ondiep water – van de getijdenzone tot een diepte van ongeveer 9 m – in omgevingen met matige tot lage golfenergie, vastgehecht met byssale draden aan harde substraten zoals rotsen, oesterriffen en betonnen kaaimuren [2,11].

De Belgische havens voorzien alvast in het geschikte substraat voor deze organismen om zich aan vast te hechten. Of de soort zich ook blijvend in de haven van Antwerpen zal vestigen (zoals in het Noordzeekanaal, dat sterk gelijkaardige kenmerken vertoont op het vlak van milieu- en habitatkenmerken) is nog onduidelijk. Op het tijdstip van de staalnames bedroeg de saliniteit 6,4 psu [12], i.e. te laag om reproductie toe te laten, al werd eerder op dezelfde locatie al een saliniteit van 11 psu opgetekend tijdens de zomer [13], wat in theorie dan weer wel reproductie zou toelaten. Daarnaast zijn brakke wateren meestal soortenarme milieus en vormen ze dus een relatief lege niche, wat deze gebieden vatbaar maakt voor invasie en vestiging door exoten [14]. Het is dus plausibel dat een populatie van de Gebogen traliemossel zich zal vestigen (of al gevestigd is) in de haven van Antwerpen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort kent een planktonisch larvaal stadium [9,15] waardoor de larven kunnen meeliften op de zeestromingen, wat een verdere secundaire verspreiding in de hand kan werken. Het is echter onwaarschijnlijk dat de soort grote populaties zal vormen buiten het Antwerps havengebied. De Schelde is een zeer dynamische rivier met een substraat dat voornamelijk bestaat uit zachte sedimenten [16], terwijl de soort een voorkeur heeft voor omgevingen met matige tot lage golfenergie en harde oppervlakken [2,11]. De potentiële verspreiding zal zich daardoor allicht beperken tot andere dokken en kanalen met brak water.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het is niet geweten in welke mate een gevestigde populatie van de Gebogen traliemossel nadelige of gunstige effecten zou kunnen hebben op de inheemse fauna in de Antwerpse haven [4]. De Gebogen traliemossel is een efficiënte filtervoeder dat zich in hoofdzaak voedt met fytoplankton [17-19], waardoor de soort mogelijks zou kunnen concurreren met andere inheemse of niet-inheemse filtervoeders [4]. Anderzijds vormt deze mossel op zijn beurt een belangrijke prooisoort voor kreeftachtigen en watervogels [20,21].

Waar de soort wordt aangetroffen varieert de densiteit meestal tussen 50 en 1.900 individuen per vierkante meter, afhankelijk van het zoutgehalte en de geschiktheid van het substraat, maar op kunstmatige oesterriffen werden reeds dichtheden tot 8.450 individuen per vierkante meter geregistreerd [22-25]. Aangezien de Gebogen traliemossel sterke samenklonteringen vormt [11] en zich daarenboven snel kan vestigen op kunstmatige

substraten heeft de soort een biofoulingpotentieel in beschutte gebieden met lage golfenergie (bv. koelwaterinstallaties), zoals eerder reeds gerapporteerd in de Antwerpse haven en elders in Europa voor een andere niet-inheemse soort: *Mytilopsis leucophaeata* (Brakwatermossel) [26]. Verdere monitoring in de regio is nodig om de verspreiding en mogelijke ecologische effecten op te volgen [4].

Specifieke kenmerken

De Gebogen traliemossel wordt gekenmerkt door een enigszins stevige driehoekige schelp, zwak bol en schuin gebogen. Het oppervlak is versierd met een patroon van fijne, verhoogde lijnen die zich vaak naar het achterste uiteinde toe verdelen. De buitenkant van de schelp is blauwzwart, terwijl de binnenkant gepolijst is, paarsachtig met een witte rand. De soort kan een maximale lengte van 63,5 mm bereiken [2,3].

Deze mossel heeft gescheiden geslachten [27], is volwassen bij een schelplengte van ongeveer 25 mm [3] en heeft één jaarlijkse paaicyclus [28]. De voortplanting begint in de lente bij een watertemperatuur van 17,7°C en kan doorgaan tot de temperatuur daalt tot 11,6°C in de herfst [27].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ischadium recurvum* (Rafinesque, 1820). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156861 (2024-10-18).

[2] Abbott, R.T.; Morris, P.A. (2001). A field guide to shells: Atlantic and Gulf coasts and the West Indies. 4th Edition. Peterson Field Guide Series, 3. Houghton Mifflin: Houghton [Boston]. ISBN 9780618164394. xxxiii, 350 pages : illustrations pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394258]

[3] Nemesis (2022). *Ischadium recurvum*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/79561 (2024-02-26)

[4] Boito, L.; Van den Neucker, T.; Van Damme, S.; Schoelynck, J. (2022). First record of the alien hooked mussel *Ischadium recurvum* (Rafinesque, 1820) (Bivalvia: Mytilidae) in Belgium. Belg. J. Zool. 152: 157-162. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=383009]

[5] waarnemingen.be. *Ischadium recurvum* (Rafinesque, 1820). https://waarnemingen.be/species/911155/. (2024-02-26)

[6] Bauwens, F.; Van den Neucker, T. (2023). Een speurtocht naar niet-inheemse soorten in het Galgeschoor en het Doeldok te Antwerpen. De Strandvlo 43(2): 39-50. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=380571]

[7] Goud, J.; de Bruyne, R.; Offermans, R.; Melchers, M.; Nijland, R. (2019). Gebogen traliemossel *Ischadium recurvum* (Rafinesque, 1820) leeft mogelijk al sinds 2012 in het Noordzeekanaal. Spirula Newsletter = Spirula Mededelingenblad 418: 17-21. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394059]

[8] Gmelig Meyling, A.; de Bruyne, R. (2020). De gebogen traliemossel lijkt zich nog niet uit te breiden. Kijk op Exoten 33: 2-3. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394058]

[9] Allen, J.F. (1960). Effect of low salinity on survival of the curved mussel, *Brachidontes recurvus*. The Nautilus 74(1): 1-8. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394057]

[10] Montagna, P.A.; Estevez, E.D.; Palmer, T.A.; Flannery, M.S. (2008). Meta-analysis of the relationship between salinity and molluscs in tidal river estuaries of southwest Florida, U.S.A. Am. Malacol. Bull. 24(1): 101-115. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=288319]

[11] Kennedy, V.S. (2011). Biology of the uncommon dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) in central Chesapeake Bay. J. Moll. Stud. 77(2): 154-164. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394055]

[12] Boito, L.; Van den Neucker, T.; Van Pelt, D.; Maris, T.; Van Damme, S.; Schoelynck, J. (2022). Ecologisch potentieel in de dokken van de Antwerpse haven . Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 021-R279. Universiteit Antwerpen: Antwerpen. 46 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394012]

[13] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Wesdorp, K.H.; D'Hont, A. (2018). Monitoring non-native species in the port of Antwerp in 2017 conform the joint HELCOM/OSPAR port survey protocol. Commissioned by Antwerp Port Authority. GiMaRIS Rapport, 2018_01. GiMaRIS: Sassenheim. 46 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394011]

[14] Wolff, W.J. (1999). Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in the Netherlands: why are there so many? Helgol. Meeresunters. 52: 393-400. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=40219]

[15] Chanley, P. (1970). Larval development of the hooked mussel, *Brachidontes recurvus* Rafinesque (Bivalvia: Mytilidae) including a literature review of the larval characteristcs of the Mytilidae (1970). Proceedings of the National Shellfisheries Association 60: 86-94. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394014]

[16] Meire, P.; Ysebaert, T.J.; Van Damme, S.; Van den Bergh, E.; Maris, T.; Struyf, E. (2005). The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. Hydrobiologia 540(1-3): 1-11. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=75930]

[17] Gedan, K.B.; Kellogg, L.; Breitburg, D.L. (2014). Accounting for multiple foundation species in oyster reef restoration benefits. Restor. Ecol. 22(4): 517-524. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394006]

[18] Galimany, E.; Lunt, J.; Domingos, A.; Paul, V.J. (2018). Feeding behavior of the native mussel *Ischadium recurvum* and the invasive mussels *Mytella charruana* and *Perna viridis* in FL, USA, across a salinity gradient. Est. Coast. 41(8): 2378-2388. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394005]

[19] Galimany, E.; Lunt, J.; Freeman, C.J.; Segura-García, I.; Mossop, M.; Domingos, A.; Houk, J.; Paul, V.J. (2021). Bivalve feeding on the brown tide *Aureoumbra lagunensis* in a shallow coastal environment. Front. Mar. Sci. 8: 714816. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394004]

[20] Ebersole, E.L.; Kennedy, V.S. (1995). Prey preferences of blue crabs *Callinectes sapidus* feeding on three bivalve species. Mar. Ecol. Prog. Ser. 118: 167-177. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394003]

[21] Wells-Berlin, A.M.; Perry, M.C.; Kohn, R.A.; Paynter, K.T.; Ottinger, M.A. (2015). Composition, shell strength, and metabolizable energy of *Mulinia lateralis* and *Ischadium recurvum* as food for wintering surf scoters (*Melanitta perspicillata*). PLoS One 10(5): e0119839. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394002]

[22] Bergquist, D.C.; Hale, J.A.; Baker, P.; Baker, S.M. (2006). Development of ecosystem indicators for the Suwannee River estuary: Oyster reef habitat quality along a salinity gradient. Est. Coast. 29(3): 353-360. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394010]

[23] Rodney, W.S.; Paynter, K.T. (2006). Comparisons of macrofaunal assemblages on restored and non-restored oyster reefs in mesohaline regions of Chesapeake Bay in Maryland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 355(1): 39-51. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394009]

[24] Poirrier, M.A.; Caputo, C.E. (2015). *Rangia cuneata* clam decline in Lake Pontchartrain from 2001 to 2014 due to an El Niño Southern Oscillation shift coupled with a period of high hurricane intensity and frequency. Gulf and Caribbean Research 26(1): 9-20. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394008]

[25] Lipcius, R.N.; Burke, R.P. (2018). Successful recruitment, survival and long-term persistence of eastern oyster and hooked mussel on a subtidal, artificial restoration reef system in Chesapeake Bay. PLoS One 13(10): e0204329. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394007]

[26] Verween, A.; Vincx, M.; Degraer, S. (2010). *Mytilopsis leucophaeata*: the brackish water equivalent of Dreissena polymorpha? A review, in: van der Velde, G. et al. (Ed.) The Zebra mussel in Europe. pp. 29-43. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=197919]

[27] Allen, J.F. (1962). Gonad development and spawning of *Brachidontes recurvus* in Chesapeake Bay. The Nautilus 76(1): 9-16. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394000]

[28] Shaw, W.N. (1965). Seasonal setting patterns of five species of bivalves in the Tred Avon River, Maryland. Chesapeake Science 6(1): 33-37. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393997]

Mulinia lateralis

Amerikaanse strandschelp

Lector
Thomas Kerkhove
Hans Hillewaert

© Hans Hillewaert

Wetenschappelijke naam
Mulinia lateralis (Say, 1822) [1]

De Amerikaanse strandschelp *Mulinia lateralis* kent zijn oorsprong in de **Noordwest-Atlantische Oceaan**, en werd vermoedelijk via transport in **ballastwater** in West-Europa geïntroduceerd. Deze opportunistische tweekleppige werd in **2019** voor het eerst in België aangetroffen en staat gekend als een snelle kolonisator. Het is een estauriene soort dat leeft in slibrijke of zandige bodems.

Oorspronkelijke verspreiding

De Amerikaanse strandschelp komt van nature voor in de noordwestelijke Atlantische Oceaan, tussen de Golf van St. Lawrence en de Golf van Mexico [2,3].

Eerste waarneming in België

De Amerikaanse strandschelp werd in België voor het eerst opgemerkt in januari 2019, op het strand van De Haan [4]. In september van hetzelfde jaar bleken volwassen exemplaren van deze soort al algemeen voor te komen, o.a. ter hoogte van de Wenduinebank [5].

Verspreiding in België

De soort werd intussen reeds geobserveerd over de volledige kuststrook van De Panne tot Knokke, met een omvangrijke populatie in de haven van Zeebrugge. Daarnaast werden in mei 2021 ook juveniele exemplaren aangetroffen ter hoogte van de Vlotkom in Brugge (waar het Boudewijnkanaal in de Ringvaart uitmondt). Er wordt gesuggereerd dat deze afkomstig zijn van de achterhaven van Zeebrugge en als larve verder landinwaards verspreid werden. Vier maanden later (augustus 2021) werd de Amerikaanse strandschelp daar niet meer aangetroffen [6]. In datzelfde jaar werd de Amerikaanse strandschelp ook gevonden in het Groot Buitenschoor (Westerschelde) [7].

Verspreiding in onze buurlanden

In 2017 en 2018 werden er zowel in de Voordelta, de Waddenzee, het Eems-estuarium als in de monding van de Westerschelde populaties van de Amerikaanse strandschelp aangetroffen. In de Voordelta kwam de soort toen reeds voor in dichtheden tot bijna 6.000 individuen per vierkante meter, in de Westerschelde waren dit 820 individuen per vierkante meter [8]. Sinds 2021 wordt de Amerikaanse strandschelp ook gevonden in het estuarium van de Thames [9].

Wijze van introductie

De soort is vermoedelijk in West-Europa geïntroduceerd via transport in het ballastwater van schepen [4].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Amerikaanse strandschelp is in hoofdzaak een estuariene soort [10,11], waarbij de hoogste aantallen in zijn oorspronkelijk verspreidingsgebied worden geobserveerd in wateren tussen 5 en 30 psu [12], maar de soort kan een saliniteit tot 80 psu weerstaan [13,14]. De optimale groeiomstandigheden (embryo-ontwikkeling, groei larven) doen zich voor bij een temperatuur van 20 tot 25 °C [15], maar afhankelijk van de ontwikkelingsfase varieert de optimale temperatuur tussen de 7,5 en 27,5 °C [16]. Deze tweekleppige leeft in bodems bestaande uit slib en zand [4]. Dus eerder dan de saliniteit en temperatuur zal de textuur van de bodem bepalend zijn of de Amerikaanse strandschelp in bepaalde gebieden in onze contreien kan voorkomen. Zo wordt de soort in de Waddenzee enkel aangetroffen in zones met een modderig substraat met kleine korrelgroottes [17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort kent een planktonisch larvaal stadium van 7 tot 22 dagen [18], waardoor de larven zich verder kunnen verspreiden door mee te liften op de heersende stromingen. Door de korte generatietijd van slechts 3 maanden [19] kan de soort zich meermaals per jaar voortplanten [20]. Dit draagt bij tot het feit dat de soort een snelle kolonisator is na verstoring (bv. baggerwerken) van het milieu [8,21]. Daarbij komt dat de soort opportunistisch is, korte periode van anoxiciteit kan weerstaan [22] en abundant voorkomt op plaatsen met een slechte waterkwaliteit [12].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Op basis van de snelle generatietijd [19], de hoge vruchtbaarheid (per keer worden 0,5 tot 4 miljoen eicellen vrijgelaten) [15,19,23], de hoge tolerantie voor fysicochemische variabelen [12-16], en de efficiënte opname van fytoplankton en partikels (filtervoeder) ter hoogte van de sediment-water interface, kan gesteld worden dat de Amerikaanse strandschelp de potentie heeft om in competitie te treden met inheemse soorten op het vlak van voedsel en ruimte [8]. Hierdoor kan de lokale biodiversiteit geïmpacteerd worden en kunnen habitats gemodificeerd worden [24,25]. Het voorkomen van predatoren kan de volwassen populatie mogelijks onder controle houden. Zo fungeert deze schelp, die dicht tegen het sedimentoppervlak leeft, in zijn natuurlijk verspreidingsgebied vooral als voedsel voor krabben en vissen [14,20,26,27], maar vormen ze evenzeer prooidieren voor zeesterren [28], eenden [11,29,30] en watervogels [31,32].

Specifieke kenmerken

De grootte van de Amerikaanse strandschelp varieert sterk tussen studies en bestudeerde regio's onderling, met lengtes variërend tussen 7,0 en 21,2 mm [8,14,15,33]. De schelp heeft een glad wit tot crèmekleurig oppervlak, is lichtjes bol en heeft een driehoekige omtrek [8]. De soort vertoont sterke gelijkenissen met de Halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*, maar beide soorten kunnen op een drietal vlakken ondubbelzinnig onderscheiden worden. Hiertoe worden beide soorten bij voorkeur vanaf de top bestudeerd. (1) Zo is er bij de Halfgeknotte strandschelp een uitwendige slotband of ligament zichtbaar (niet het geval bij de Amerikaanse strandschelp), (2) staan de toppen (umbo's) van de Amerikaanse strandschelp wat verder uit elkaar en zijn ze wat naar elkaar toegerold en (3) vertoont de Halfgeknotte strandschelp een duidelijke sculptuur van parallelle lijntjes aan weerszijden van de top, een kenmerk dat afwezig is bij de Amerikaanse strandschelp. Bovendien zijn exemplaren van de Amerikaanse strandschelp over het algemeen iets boller dan jonge Halfgeknotte strandschelpen, al betreft dit een eerder subjectief kenmerk [4]. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verder doorverwezen naar de literatuur [8].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Mulinia lateralis* (Say, 1822). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156870 (2024-10-18).

[2] Brunel, P.; Bossé, L.; Lamarche, G. (1998). Catalogue des Invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent = Catalogue of the marine invertebrates of the Estuary and Gulf of Saint Lawrence. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences = Publication Spéciale Canadienne des Sciences Halieutiques et Aquatiques, 126. NRC Research Press: Ottawa. ISBN 0-660-60366-7. 405 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=213868]

[3] Turgeon, D.D.; Lyons, W.; Mikkelsen, P.; Rosenberg, G.; Moretzsohn, F. (2009). Bivalvia (Mollusca), in: Felder, D.L. et al. Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota: Biodiversity. pp. 711-744 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393279]

[4] Kerckhof, F. (2019). *Mulinia lateralis* (Say, 1822) de kleine Amerikaanse strandschelp nu ook in België. De Strandvlo 39(1): 4-9 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=310921]

[5] waarnemingen.be. *Mulinia lateralis* (Say, 1822). https://waarnemingen.be/observation/178961802/ (2024-04-02)

[6] Bauwens, F. (2021). Enkele nieuwe (week)diersoorten in de Brugse wateren. De Strandvlo 41(3-4): 90-95 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=348753]

[7] Ameye, T. (2021). 14 Augustus 2021 SWG-excursie naar het Groot Buitenschoor. De Strandvlo 41(2): 60-64 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=345450]

[8] Craeymeersch, J.A.; Faasse, M.A.; Gheerardyn, H.; Troost, K.; Nijland, R.; Engelberts, A.; Perdon, K.J.; van den Ende, D.; van Zwol, J. (2019). First records of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say, 1822) in Europe. Marine Biodiversity Records 12: 5. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=306716]

[9] Davison, P. Persoonlijke mededeling.

[10] Walker, R.L.; Tenore, K.R. (1984). Growth and production of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say 1822) in a Georgia Estuary. Gulf and Caribbean Research 7(4): 357-363. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393319]

[11] Montagna, P.A.; Kalke, R.D. (1995). Ecology of infaunal Mollusca in South Texas estuaries. Am. Malacol. Bull. 11(2): 163-175. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393320]

[12] McKeon, C.S.; Tunberg, B.G.; Johnston, C.A.; Barshis, D.J. (2015). Ecological drivers and habitat associations of estuarine bivalves. PeerJ 3: e1348. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393321]

[13] Parker, R.H. (1975). The study of benthic communities: A model and a review. Elsevier Oceanography Series, 9. Elsevier Scientific Publishing Company: Amsterdam/London/New York. ISBN 0-444-41203-4; e-ISBN 978-0-444-41203-4. X, 279 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=38161]

[14] Montagna, P.A.; Stockwell, D.; Kalke, R.D. (1993). Dwarf surfclam *Mulinia lateralis* (say, 1822) populations and feeding during the Texas Brown tide event. J. Shellfish Res. 12(2): 433-442 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393322]

[15] Calabrese, A. (1969). *Mulinia lateralis*: molluscan fruit fly? Proceedings of the National Shellfisheries Association 59: 65-66 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37697]

[16] Calabrese, A.; Rhodes, E.W. (1974). Culture of *Mulinia lateralis* and *Crepidula fornicata* embryos and larvae for studies of pollution effects. Thalass. Jugosl. 10(1-2): 89-102 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121302]

[17] Klunder, L.; Lavaleye, M.; Kleine Schaars, L.; Dekker, R.; Holthuijsen, S.; van der Veer, H. (2019). Distribution of the dwarf surf clam *Mulinia lateralis* (Say, 1822) in the Wadden Sea after first introduction. Bioinvasions Records 8(4): 818-827. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=319590]

[18] Mann, R.; Campos, B.M.; Luckenbach, M.W. (1991). Swimming rate and responses of larvae of three mactrid bivalves to salinity discontinuities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 68(3): 257-269. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393323]

[19] Guo, X.; Allen, S.K. (1994). Sex determination and polyploid gigantism in the dwarf surfclam (*Mulinia lateralis* Say). Genet. 138(4): 1199-1206. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393324]

[20] Calabrese, A. (1970). Reproductive cycle of the Coot Clam, *Mulinia lateralis* (Say), in Long Island Sound. Veliger 12(3): 265-269, plates 37-38 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=133058]

[21] Flint, R.W.; Younk, J.A. (1983). Estuarine benthos: Long-Term community structure variations, Corpus Christi Bay, Texas. Estuaries 6(2): 126-141. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393325]

[22] Shumway, S.E.; Scott, T.M.; Shick, J.M. (1983). The effects of anoxia and hydrogen sulphide on survival, activity and metabolic rate in the coot clam, *Mulinia lateralis* (Say). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 71(2): 135-146. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393326]

[23] Lu, J.K.; Chen, T.T.; Allen, S.K.; Matsubara, T.; Burns, J.C. (1996). Production of transgenic dwarf surfclams, *Mulinia lateralis*, with pantropic retroviral vectors. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 93(8): 3482-3486. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393327]

[24] Bax, N.; Williamson, A.; Aguero, M.; Gonzalez, E.R.; Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. Mar. Policy 27(4): 313-323. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=207966]

[25] Manchester, S.J.; Bullock, J.M. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. J. Appl. Ecol. 37(5): 845-864. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393328]

[26] Virnstein, R.W. (1977). The importance of predation by crabs and fishes on benthic infauna in Chesapeake Bay. Ecology 58(6): 1199-1217. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393329]

[27] Virnstein, R.W. (1979). Predation on estuarine infauna: Response patterns of component species. Estuaries 2(2): 69-86. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=324693]

[28] McClintock, J.B.; Lawrence, J.M. (1985). Characteristics of foraging in the soft-bottom benthic starfish *Luidia clathrata* (Echinodermata: Asteroidea): prey selectivity, switching behavior, functional responses and movement patterns. Oecologia 66(2): 291-298. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393330]

[29] Cronan, jr., J.M. (1957). Food and feeding habits of the scaups in Connecticut Waters. The Auk 74(4): 459-468. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393331]

[30] Berlin, A. (2018). Foraging values of *Mulinia lateralis* and *Ischadium recurvum*: energetics effects of surf scoters wintering in the Chesapeake Bay. PhD Thesis. University of Maryland: Baltimore. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394260]

[31] Britton, J.; Morton, B. (1989). Shore ecology of the Gulf of Mexico. University of Texas Press: Austin. 396 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393384]

[32] Smith, F.; Watts, B.; Lyons, J.; Keyes, T. (2016). Investigating population dynamics of red knot migration along the Georgia Coast through mark/recapture analysis of resights: 2015 Spring season. College of William and Mary/Virginia Commonwealth University: Williamsburg. 13 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393385]

[33] Abbott, R.T. (1974). American Seashells: the marine Mollusca of the Atlantic and Pacific coasts of North America. Second edition. Van Nostrand Reinhold: New York. ISBN 0-442-20228-8. 663 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=16563]

Mya arenaria

Strandgaper

© Oscar Bos - Wageningen Marine Research

Lector
Thierry Backeljau

Wetenschappelijke naam
Mya arenaria Linnaeus, 1758 [1]

De Strandgaper *Mya arenaria* zou in de **16e of 17e eeuw** uit **Amerika** geïntroduceerd zijn via **scheepvaart**. Er zijn echter aanwijzingen dat de Vikingen deze soort – intentioneel als voedsel of toevallig in het water in het ruim – al in de 13e eeuw naar Europa brachten. Door zijn opportunistisch karakter kan de soort in diverse omgevingen overleven, wat zijn grote verspreiding verklaart. Het is een grote schelpensoort (tot 15 cm) die, wanneer hij in grote aantallen aanwezig is, de omgeving sterk kan beïnvloeden. Door zijn ingegraven levenswijze (tot 40 cm diep) is zijn aanwezigheid vaak moeilijk vast te stellen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Strandgaper strekt zich uit langs de Atlantische kust van Amerika, van Labrador tot North Carolina. De huidige verspreiding in de Stille Oceaan, langs de kustlijn van Californië tot Canada en in het zuiden van Alaska, is het gevolg van zowel bewuste als onbewuste introducties gedurende de 20e eeuw, in combinatie met natuurlijke verspreiding [2,3].

De Strandgaper kwam oorspronkelijk eveneens in Europa voor. De soort was hier immers te vinden tijdens het Plioceen (5,3 tot 1,8 miljoen jaar geleden), maar stierf hier uit tijdens de ijstijden in het Pleistoceen (1,8 miljoen jaar tot 11.500 jaar geleden) [4]. De soort werd in Europa tijdens de Middeleeuwen door de mens opnieuw geïntroduceerd, waardoor hij nu als exoot wordt beschouwd.

Eerste waarneming in België

Lang werd aangenomen dat deze soort in de 16e of 17e eeuw in Europa werd ingevoerd [5]. Er zijn echter aanwijzingen dat de Strandgaper al eerder – tussen 1245 en 1295 – in Europa aanwezig was [6]. Deze soort zou dan vanuit Amerika – via Groenland [7] – meegereisd zijn met Vikingschepen [8]. Dit zou een tastbaar bewijs vormen dat de Vikingen reeds vóór Columbus in 1492 Amerika ontdekten, of zoals de Engelse wetenschappers het verwoordden: '*Clams before Columbus*' [9].

Oude resten van mariene schelpen, daterend van de periode 1721-1810, werden teruggevonden in Belgische poldergebieden (bv. de Snaaskerke polder). In deze periode werd de polder namelijk gebruikt als overstromingsgebied [4], waardoor de schelpen achterbleven in de bodem. Hoe dan ook, onderzoek toont aan dat de Strandgaper al in de 19e eeuw een algemene soort was rond Oostende [10].

Verspreiding in België

De Strandgaper is nog steeds een veel voorkomende soort in onze havens en estuaria, maar wordt ook langs de kust regelmatig teruggevonden [8]. Door zijn diep ingegraven levenswijze wordt hij echter vaak over het hoofd gezien.

Verspreiding in onze buurlanden

De Strandgaper wordt in Europa al in alle zeeën waargenomen. Hij komt voor van Noord-Noorwegen tot Zuid-Frankrijk (Arcachon, Golf van Biskaje). Daarenboven heeft deze soort de Britse en Ierse eilanden weten te bereiken, waar hij sterk verspreid en algemeen voorkomt. Ook in de Zwarte en de Middellandse Zee komt de Strandgaper voor [2,11].

Wijze van introductie

Volgens wetenschappers is de Strandgaper in Europa geïntroduceerd via de scheepvaart [8]. De oorspronkelijke introductie door de Vikingen vond mogelijk plaats via ruimwater (het water dat zich ophoopt in het ruim van het schip). Recente studies bekrachtigen aan de hand van genetische analyses dat de soort afkomstig is vanuit Noord-Amerikaanse populaties [12]. Latere introducties konden hebben plaatsgevonden doordat volwassen exemplaren en/of larven meegevoerd werden in het ballastwater [7]. De secundaire verspreiding kan tevens plaatsvinden door transport van larven via zeestromingen [7]. In Amerika zijn ook gevallen bekend waarbij Strandgapers meereisden tussen oesters *Crassostrea virginica* die gekweekt worden in aquacultuur [13].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Strandgaper kan goed gedijen in zowel brakke als zoute wateren, waardoor hij op veel plaatsen kan overleven. Daarbij komt dat deze dieren zich makkelijk kunnen verspreiden in bodems van slib- en zandrijke wateren en dat ze in wisselende temperaturen en zoutgehaltes kunnen overleven. Strandgapers tolereren namelijk temperaturen tussen -2 en 28 °C en verdragen een verlaagde zoutgehalte tot 4-5 psu, waardoor ze brak water kunnen koloniseren [2,11,14]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu.

Zijn ingegraven levenswijze (tot 40 cm diep) biedt bescherming tegen predatie en draagt zo rechtstreeks bij tot het succes van de soort. Daarenboven kan de Strandgaper zich voeden met zowel plantaardig als dierlijk plankton, alsook met opgelost organisch materiaal [4].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Strandgaper is een gravende soort die het best overleeft in zachte bodems met slib, zand en grind [11]. Mede hierdoor komt de soort niet voor in de rotsachtige zeebodems van Zuid-Europa. In grover sediment heeft de Strandgaper een dikkere schelp en een lagere predatiedruk. Hier staat tegenover dat het dieper graven in grover sediment veel meer energie vraagt dan in fijner sediment [15].

De verspreiding van de Strandgaper in een getijdengebied wordt bepaald door sedimenttransport. Nadat de larven zich hebben gevestigd op het zachte substraat, blijven ze niet op dezelfde plek. Golven en getijden kunnen het sediment met de Strandgapers weer doen opwoelen en transporteren naar een andere locatie [16].

Deze soort is in staat zich qua fysiologie, morfologie en gedrag vlot aan te passen aan verschillende milieucondities [17,18]. Juveniele Strandgapers worden echter negatief

beïnvloed door de oceaanverzuring. Kleine Strandgapers graven zich namelijk minder in in zuurder wordend sediment [19-21]. Verder leidt een verhoogde troebelheid tot een verlaging in de ventilatiesnelheid van *Mya arenaria*. Deze reactie biedt tolerantie tegen intermitterende troebelheid, maar leidt bij een langdurige blootstelling aan troebel water tot sterfte [22].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Negatieve effecten als gevolg van de aanwezigheid van de Strandgaper zijn nog niet gekend. De soort was vóór de laatste ijstijden mogelijk inheems in Europa waardoor deze vaak als 'autochtoon' wordt beschouwd [23].

In Amerika wordt deze soort veel gegeten. Daar heeft de Strandgaper dan ook een grote economische betekenis. Vaak worden de dieren gewoon even opgewarmd, wat men in het Engels '*clam bakes'* noemt. Deze manier van klaarmaken is sterk gelijkaardig aan onze mosselbereiding [24].

Specifieke kenmerken

De Strandgaper heeft een stevige ovale schelp, waarvan de buitenkant onregelmatige concentrische groeilijnen vertoont. Bij het dichtklappen sluiten de twee schelphelften niet perfect aan, vandaar de Nederlandse naam 'gaper'. De schelp kan tot 15 cm lang worden en heeft doorgaans een witte tot beige kleur, afhankelijk van de ondergrond waarin gegraven wordt [11,14].

De Strandgaper heeft een ingegraven levenswijze, waarbij de diepte in het sediment evenredig is met de leeftijd: schelpjes van één jaar oud zitten doorgaans niet dieper dan 5-10 cm, terwijl schelpen van 10 jaar tot wel 40 cm diep kunnen zitten.

De soort doet aan suspensie- of filtervoeding: ze nemen zeewater op dat ze filteren over hun kieuwen om het nodige voedsel eruit te halen. Ze nemen vooral organisch materiaal, algen en microscopisch kleine plantjes en diertjes op. Gezien Strandgapers zich ingraven, staan ze niet onmiddellijk in contact met het zeewater. Dankzij twee 'trechters' of sifons voorzien ze een connectie met het water: één trechter dient als instroomopening, terwijl langs de andere het water opnieuw uit het dier gepompt wordt. Een volwassen Strandgaper kan zo op één dag tot 50 liter zeewater filteren [25,26].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Mya arenaria* Linnaeus, 1758. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=140430 (2024-10-18).

[2] Strauch, F. (1972). Phylogenese, Adaptation und Migration einiger nordischer mariner Molluskengenera (*Neptunea, Panomya, Cyrtodaria* und *Mya*). Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft, 531. Verlag Waldemar Kramer Frankfurt. ISBN 3-7829-2531-9. 211, ill. tab., pl. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70559]

[3] Powers, S.P.; Bishop, M.A.; Grabowski, J.H.; Peterson, C.H. (2006). Distribution of the invasive bivalve *Mya arenaria* L. on intertidal flats of southcentral Alaska. J. Sea Res. 55(3): 207-216. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=98222]

[4] Strasser, M. (1999). *Mya arenaria*: an ancient invader of the North Sea coast. Helgol. Meeresunters. 52(3-4): 309-324. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119128]

[5] Hessland, I. (1946). On the Quaternary *Mya* period in Europe. Ark. Zool. 37A(8): 1-52. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=115904]

[6] Essink, K.; Oost, A.P. (2016). De Strandgaper *Mya arenaria* al in Nederland 'vóór Columbus'. Spirula Newsletter = Spirula Mededelingenblad 408: 1-13. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300292]

[7] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[8] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[9] Petersen, K.S.; Rasmussen, K.L.; Heinemeier, J.; Rud, N. (1992). Clams before Columbus? Nature (Lond.) 359: 679. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113658]

[10] Forbes, E.; Hanley, S. (1853). A history of British Mollusca, and their shells: IV. Pulmonifera and Cephalopoda. , 4. John Van Voorst: London. 301, plates I-CXXXIII pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115993]

[11] Hayward, P.J.; Nelson-Smith, A.; Shields, C. (1999). Gids van kust en strand: flora en fauna. Tirion: Baarn. ISBN 90-5210-327-5. 352, ill. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72948]

[12] Cross, M.E.; Bradley, C.R.; Cross, T.F.; Culloty, S.; Lynch, S.; McGinnity, P.; O'Riordan, R.M.; Vartia, S.; Prodöhl, P.A. (2016). Genetic evidence supports recolonisation by *Mya arenaria* of western Europe from North America. Mar. Ecol. Prog. Ser. 549: 99-112. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300295]

[13] Stearns, R.E.C. (1881). *Mya arenaria* in San Francisco Bay. American Naturalist 15(5): 362-366. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115919]

[14] Hayward, P.J.; Ryland, J.S. (1995). Handbook of the marine fauna of North-West Europe. Oxford University Press: Oxford, UK. ISBN 0-19-854054-X. XI. 800 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=10501]

[15] Thomson, E.; Gannou, D.P. (2013). Influence of sediment type on antipredator response of the softshell clam, *Mya arenaria*. Northeastern naturalist 20(3): 498-510. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297537]

[16] Morse, B.L.; Hunt, H.L. (2013). Impact of settlement and early post-settlement events on the spatial distribution of juvenile *Mya arenaria* on an intertidal shore. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 448: 57-65. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297535]

[17] Lasota, R.; Pierścieniak, K.; Miąc, J.; Wołowicz, M. (2014). Comparative study of ecophysiological and biochemical variation between the Baltic and North Sea populations of the invasive soft shell clam *Mya arenaria* (L. 1758). Oceanological and Hydrobiological Studies 43(3): 303-311. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297532]

[18] Bayne, B.L. (2014). Comparisons of measurements of clearance rates in bivalve molluscs. Mar. Ecol. Prog. Ser. 276: 305-306. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300299]

[19] Clements, J.C.; Hunt, H.L. (2014). Influence of sediment acidification and water flow on sediment acceptance and dispersal of juvenile soft-shell clams (*Mya arenaria* L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 453: 62-69. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297526]

[20] Green, M.A.; Waldbusser, G.G.; Reilly, S.L.; Emerson, K.; O'Donnell, S. (2009). Death by dissolution: sediment saturation state as a mortality factor for juvenile bivalves. Limnol. Oceanogr. 54(4): 1037-1047. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300297]

[21] Green, M.A.; Waldbusser, G.G.; Hubazc, L.; Cathcart, E.; Hall, J. (2013). Carbonate mineral saturation state as the recruitment cue for settling bivalves in marine muds. Est. Coast. 36(1): 18-27. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300298]

[22] Grant, J.; Thorpe, B. (1991). Effects of suspended sediment on growth, respiration, and excretion of the soft-shell clam (*Mya arenaria*). Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat. 48(7): 1285-1292. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119130]

[23] Backeljau, T. (2011). Persoonlijke mededeling.

[24] Global Invasive Species Database (2007). *Mya arenaria*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1159&fr=1&sts=sss (3/1).

[25] The Marine Life Information Network (MarLIN) (2018). Sand gaper (*Mya arenaria*). http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1404 (2018-08-16).

[26] Cohen, A.N. (2011). The Exotics Guide: Non-native Marine Species of the North American Pacific Coast. Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. www.exoticsguide.org (2018-08-08).

Mytilopsis leucophaeata

Brakwatermossel

© H. Kobialka

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Mytilopsis leucophaeata (Conrad, 1831) [1]

De Brakwatermossel *Mytilopsis leucophaeata* is een **Amerikaanse soort** die in Europa terecht kwam via **scheepvaart**. De soort komt typisch voor in riviermondingen en wordt sinds **1835** in België aangetroffen, eerst in de Schelde en later in het IJzerbekken. In Europa veroorzaakt de Brakwatermossel aangroeiproblemen in veel industriële sites doordat de mosselen zich gaan vestigen in koelwatersystemen. Het feit dat deze exoot goed bestand is tegen schommelingen in temperatuur en saliniteit maakt het extra moeilijk om efficiënte maatregelen te treffen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het genus *Mytilopsis* was 60 miljoen jaar terug al aanwezig in Europa [2]. Zo'n 30 miljoen jaar geleden werd Amerika vanuit deze Europese populaties gekoloniseerd. In Amerika komt de Brakwatermossel *Mytilopsis leucophaeata* voor in estuaria langs de Atlantische kust, vanaf de Hudson tot aan de Golf van Mexico. Ongeveer 5 miljoen jaar geleden stierf het genus *Mytilopsis* uit in Europa, maar de soort belandde recent terug in onze streken door menselijk toedoen [3-5].

Eerste waarneming in België

In 1835 werd de Brakwatermossel waargenomen in de haven van Antwerpen. De soort werd toen onterecht beschreven als een nieuwe soort voor de wetenschap, onder de naam *Mytilus cochleatus* [6]. Een volgende gepubliceerde waarneming liet echter lang op zich wachten, tot in 1960 de soort opnieuw aangetroffen werd nabij Nieuwpoort [4,7].

Verspreiding in België

De soort wordt bij ons vooral aangetroffen in de koelwatersystemen van enkele bedrijven in en rond de haven van Antwerpen [8]. De soort komt eveneens voor in Nieuwpoort [7,9,10] en in het Kanaal Gent-Terneuzen [11].

Verspreiding in onze buurlanden

In Nederland dateert de eerste waarneming uit 1895, in de Amstel [12]. Meer recent wordt de soort vooral gemeld in koelwatersystemen van enkele bedrijven aan de Schelde en de Rijn, maar ook vastgehecht aan natuurlijke oppervlakken zoals rotsen en hout, zoals in het Kanaal Gent-Terneuzen, het Noordzeekanaal en het Deltagebied [11,12]. Ook in de Waal kunnen er tegenwoordig Brakwatermosselen gevonden worden [4].

De soort werd onder andere gevonden in Frankrijk, nabij Caen en Duinkerke [4,5], en in Duitse en Oekraïense wateren [13]. In de zomer van 2010 werden jonge individuen van deze soort ontdekt in de Golf van Gdansk, maar het is onduidelijk of ze zich hebben ontwikkeld tot volwassen exemplaren en zich hebben kunnen voortplanten [14]. In het Verenigd Koninkrijk werd de soort voor het eerst waargenomen in Cardiff (Zuid-Wales) in 1996 [15] en vervolgens in Kent [16] en Lincolnshire [17]. Uit een Engelse museumcollectie blijkt echter dat de mossel in het Verenigd Koninkrijk reeds voorkwam in 1866, en misschien zelfs al in 1833. Dit is 150 jaar eerder dan de eerste officiële waarneming [18].

De soort wordt vooral opgemerkt wanneer ze overlast veroorzaakt, meestal in industriële koelwatersystemen zoals in het Nederlandse Noordzeekanaal. De soort komt verder voor in de Spaanse Guadalquivir rivier [19], in de Baltische Zee nabij Finland [20] en in de zuidelijke Botnische Golf in Zweden [21].

Wijze van introductie

Het veelvuldig voorkomen in havengebieden is een sterke indicatie dat deze soort – als larve of als volwassen dier – meegevoerd wordt in het ballastwater of vastgehecht op de romp van schepen. Gezien ballastwater niet werd gebruikt vóór 1870, moet de initiële kolonisatie gebeurd zijn door volwassen exemplaren die zich vastgehecht hebben op een scheepsromp [22].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Brakwatermossel is – zoals zijn naam al laat vermoeden – als estuariene soort goed bestand tegen schommelingen in saliniteit [21]. Verder lijkt deze exoot ook goed temperatuurvariaties te tolereren. Dit maakt van de Brakwatermossel een eurytope soort, wat betekent dat hij in een waaier van habitats en milieuomstandigheden kan gedijen [23].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Eén van de voornaamste factoren die de verspreiding van deze exoot beïnvloedt, is de aanwezigheid van een geschikt substraat voor vasthechting. De Brakwatermossel heeft immers geen ingegraven levenswijze, maar leeft vastgehecht op harde structuren (net zoals de Gewone mossel *Mytilus edulis*). Wetenschappers noemen dit een 'epifaunische' levenswijze. Brakwatermosselen hechten zich onder andere vast op stenen en waterplanten, maar de grootste aantallen worden bij ons gevonden op kunstmatige, licht onregelmatige oppervlakken, zoals betonnen muren en de vaak metalen pijpleidingen van koelwaterinstallaties [4].

De tolerantiegraad voor saliniteit is voor de Brakwatermosselen sterk afhankelijk van de plaats van voorkomen. De individuen die voorkomen in het Scheldegebied bevinden zich binnen zoutgehaltes die variëren van 0,1 psu (bijna zoet water) tot 11,7 psu [4]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. Op andere plaatsen zijn al exemplaren gevonden in water van 31,6 psu. Experimentele studies hebben een optimale (0,2-17,5 psu) en ongunstige (20,0-30,0 psu) saliniteit berekend voor de soort [24]. In volle zee zal de soort bijgevolg niet voorkomen, hetgeen de verdere uitbreiding via natuurlijke processen beperkt [23]. In zoetwater zijn ze gevonden in het Lincolnshire kanaal [25].

De larven van de Brakwatermossel hebben de capaciteit zich te ontwikkelen bij hoge zoutgehaltes (tot 32 psu). Daarom is het mogelijk dat de larven in ballastwater met hoge zoutgehaltes lang kunnen overleven, zo de oceaan kunnen oversteken en nieuwe plaatsen kunnen koloniseren [21,23]. Volwassen dieren ondergaan in dergelijke situatie een saliniteitsshock (bv. tijdens het transport in ballastwater) en kunnen zo slechts enkele weken overleven. Dit vormt enigszins nog een barrière om op deze wijze lange afstanden te overbruggen, maar omdat scheepsvervoer steeds sneller gebeurt, kan deze barrière geleidelijk wegvallen [24].

De Brakwatermossel is goed bestand tegen lage minimumtemperaturen (bv. 6,8 °C in de Schelde), maar tijdens de voortplantingsperiode is een watertemperatuur van minimum 13 °C vereist [8]. Hierdoor kan de soort zich moeilijk vestigen en reproduceren in koudere gebieden waar in de zomer de watertemperatuur onder de 10 °C blijft. De soort komt in koudere gebieden enkel voor op plaatsen waar de menselijke activiteit de watertemperatuur kunstmatig verhoogt (bv. bij koelwatersystemen) [24]. De soort is van nature uit een trage kolonisator, wat onder andere te wijten is aan de saliniteitsbarrières van de open zee enerzijds en het zoetwater anderzijds.

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Brakwatermossel veroorzaakt aangroeiproblemen in veel industriële sites in Europa, zoals in kerncentrales en chemische fabrieken [4]. De koelwatersystemen zuigen water aan om bepaalde industriële processen af te koelen. De in de waterkolom aanwezige larven van de Brakwatermossel worden bij deze processen mee opgepompt en kunnen zonder probleem de 1 mm zeef aan de ingang van het systeem omzeilen [4].

In het koelsysteem heersen ideale omstandigheden voor wat betreft zuurstof, temperatuur en saliniteit. Daarnaast bevinden er zich ook geen predatoren en is er een constante aanvoer van voedsel. Bovendien kunnen algen, die met de mossellarven concurreren voor ruimte, in deze donkere omgeving niet gedijen. Door al deze factoren kunnen de Brakwatermosselen blijven groeien tot de industriële processen eronder lijden en men actie moet ondernemen. De aangroei vertraagt immers de stroomsnelheid in de pijpen en kan leiden tot verstoppingen [4,25].

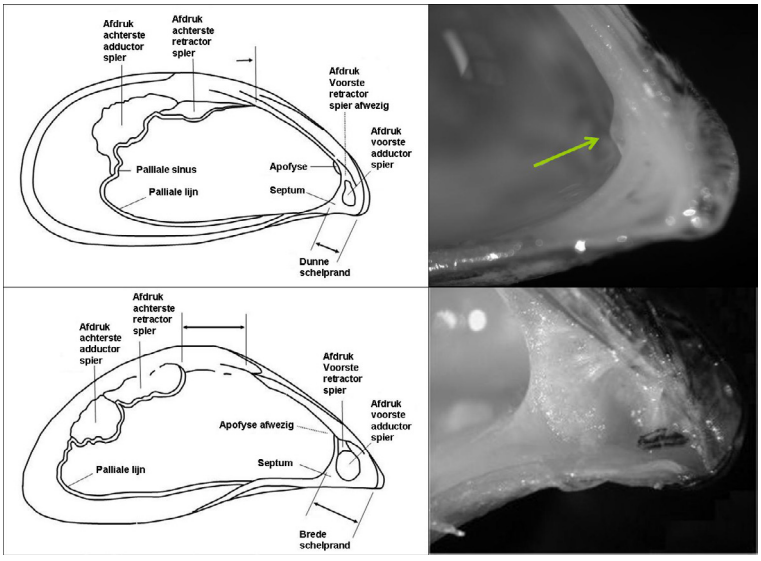
Als remedie tegen deze wildgroei is het toedienen van biociden, zoals chloor, de goedkoopste en meest efficiënte oplossing. Een probleem hierbij is dat adulte mosselen hun schelpen kunnen dichtklappen en zo hun lichaam tijdelijk kunnen isoleren. De larven zijn kwetsbaarder en kunnen wel met deze methode bestreden worden [26]. Biociden kunnen het best gebruikt worden tijdens de paaiperiode(s) als de larven massaal aanwezig zijn in de waterkolom en de volwassen dieren doorgaans verzwakt zijn als gevolg van het paaien. Het gebruik van biociden tijdens de paaiperiodes wordt even efficiënt geacht als het gebruik gedurende het ganse jaar. Deze methode kan gecombineerd worden met een voorspelling van de aanwezigheid van larven in de waterkolom op basis van een wijzigende watertemperatuur, wat een heel gerichte bestrijding toelaat [4].

Momenteel bedraagt de toegestane dosis van een chloorbiocide (natrium hypochloriet) 0,2 mg/l [27], maar dat blijkt te weinig voor een effectieve bestrijding van de larven. Een minimale dosis die effectief werkt voor bestrijding bij een korte periode van 30 minuten is 0,6 mg/l. Als alternatief voor chloorbiocide wordt perazijnzuur aanbevolen. Deze stof is makkelijker biologisch afbreekbaar. Bovendien blijft het werken onder verschillende pH- en temperatuurcondities, en is het minder corrosief dan andere commerciële perazijnzuurproducten. Een dosis van 1,5 mg/l gedurende één uur verschilt hier vanuit economisch standpunt niet van een behandeling van 15 minuten met een dosis van 6 mg/l. Toch wordt voorgesteld om de eerste strategie toe te passen, aangezien een langere behandelingsperiode een groter aantal larven zal doden [28,29].

Specifieke kenmerken

De Brakwatermossel is nauw verwant met de zoetwaterexoot *Dreissena polymorpha*, bij ons bekend onder de naam Driehoeksmossel of Zebramossel.

De sterke gelijkenissen tussen beide soorten levert soms moeilijkheden op bij determinatie. Het betrouwbaarste determinatiekenmerk voor de Brakwatermossel is de aanwezigheid van een uitsteeksel – apofyse genoemd – langs de binnenzijde van de schelp ter hoogte van de groeipunt of 'umbo' van de schelp (**figuur 1**). Dit uitsteeksel heeft de vorm van een driehoekige tot soms ronde tand, waarop de retractorspieren zijn vastgehecht [4]. Bij volwassen dieren kan men ook een onderscheid maken op basis van de schelplengte: de



Figuur 1: Bovenaan: de Brakwatermossel *Mytilopsis leucophaeata*, met aanduiding van de apofyse (groene pijl); Onderaan (ter vergelijking): de Driehoeksmossel of Zebramossel *Dreissena polymorpha*. Bron: Annick Verween [4].

schelp van de Brakwatermossel blijft eerder klein (1 tot 2 cm), daar waar de schelp van de Driehoeksmossel doorgaans 4 cm lang kan zijn [30].

Het voedsel van de Brakwatermossel bestaat grotendeels uit plantaardig en dierlijk plankton (fyto- en zoöplankton). Daarnaast voeden ze zich ook met bacteriën, detritus (dode organische materie) en ander organisch materiaal [4].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156887 (2024-10-18).

[2] Nuttall, C.P. (1990). Review of the Caenozoic heterodont bivalve superfamily Dreissenacea. Palaeontology 33(3): 707-737. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120721]

[3] Therriault, T.W.; Docker, M.F.; Orlova, M.I.; Heath, D.D.; Mac-Isaac, H.J. (2004). Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first record of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea Basin. Mol. Phylogenet. Evol. 30: 479-489. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=112211]

[4] Verween, A. (2007). Biologische kennis als een instrument voor een ecologische verantwoorde biofouling beheersing: een case study van de invasieve mossel *Mytilopsis leucophaeata* in Europa = Biological knowledge as a tool for an ecologically sound biofouling control: a case study of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* in Europe. Universiteit Gent. Faculteit Wetenschappen: Gent. X, 202 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=107257]

[5] Marelli, D.C.; Gray, S. (1983). Conchological redescriptions of *Mytilopsis sallei* and *Mytilopsis leucophaeata* of the brackish Western Atlantic (Bivalvia: Dreissenidae). Veliger 25(3): 185-193. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119125]

[6] Nyst, P.-H. (1835). Mollusques. Bull. Acad. r. sci. b.-lett. Brux. 2: 235-236, 1 plate. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=70064]

[7] Adam, W. (1960). Mollusques: I. Mollusques terrestres et dulcicoles. Fauna van België = Faune de Belgique, 2. Institut Royal des Sciences Naturellles de Belgique: Bruxelles. 402, plates A-D pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=16569]

[8] Verween, A.; Vincx, M.; Mees, J.; Degraer, S. (2005). Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeata* larvae in the harbour of Antwerp: implications for ecologically and economically sound biofouling control. Belg. J. Zool. 135(1): 91-93. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=78915]

[9] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Brakwatermossel - *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831). https://waarnemingen.be/soort/view/27114?waardplant=0&poly=1&from=2000-07-27&to=2018-11-22&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2018-11-22).

[10] Verhaeghe, F. (2018). Verslag van de brakwaterexcursie van 9 september 2018 rond de Ganzepoot in Nieuwpoort. De Strandvlo 38(3): 92-97. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=303181]

[11] Wolff, W.J. (1969). The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area: 2. The Dreissenidae Basteria 33(5-6): 93-103. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=24423]

[12] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[13] Kennedy, V.S. (2011). The invasive dark falsemussel *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae): a literature review Aquat. Ecol. 45(2): 163-180. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=205784]

[14] Dziubinska, A. (2011). *Mytilopsis leucophaeata*, an alien dreissenid bivalve discovered in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea). Oceanologia 53(2): 651-655. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297544]

[15] Oliver, P.G.; Holmes, A.M.; Mettam, C. (1998). *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenoidea). A new species to the British fauna. J. Conchol. 36(2): 13-18. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115885]

[16] Bamber, R.N.; Taylor, J.D. (2002). The brackish water mussel *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Bivalvia : Dreissenidae) in the River Thames. J. Conch., Lond. 37: 403-404. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316982]

[17] Gammell, M. (2007). Two new records for *Mytilopsis leucophaeata* in Britain. Mollusc World 13(11). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316983]

[18] Oliver, P.G. (2015). Old shell collection casts new light in an alien species. The dark false mussel (*Mytilopsis leucophaeata*) may have been in Britain as early as 1800! J. Conch., Lond. 42(1): 63-66. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303206]

[19] Escot, C.; Basanta, A.; Cobo, F.; Gonzalez, M.A. (2003). Sobre la presencie de *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) (Bivalvia, Dreissenacea, Dreissenidae) en el rio Guadalquivir (sur de la Peninsula Iberica). Graellsia 59(1): 91-94. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120725]

[20] Laine, A.O.; Matilla, J.; Lehikoine, A. (2006). First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* in the northern Baltic Sea. Aquat. Invasions 1(1): 38-41. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=97424]

[21] Siddall, S.E. (1980). Early development of *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia, Dreissenacea). Veliger 22(4): 378-379. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119121]

[22] Carlton, J.T. (1985). Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 23: 313-371. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=80207]

[23] Verween, A.; Vincx, M.; Degraer, S. (2010). *Mytilopsis leucophaeata*: The brackish water equivalent of Dreissena polymorpha? A review, in: van der Velde, G. et al. The Zebra mussel in Europe. Backhuys Publishers: Leiden: pp. 29-43. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197919]

[24] van der Gaag, M.; van der Velde, G.; Wijnhoven, S.; Leuven, R.S.E.W. (2016). Salinity as a barrier for ship hull-related dispersal and invasiveness of dreissenid and mytilid bivalves. Mar. Biol. (Berl.) 163(147): 1-13. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=260962]

[25] Willing, M.J. (2015). Two invasive bivalves, *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) and *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) living in freshwater in Lincolnshire, Eastern England. J. Conch., Lond. 42(2): 189-192. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303205]

[26] Khalanski, M.; Borderet, F. (1981). Impact de chlorination sur la qualité de l'eau et le plancton. Bilan des études réalisées sur le site de Gravelines de 1979 à 1983. Report EDF DER HE/31-85.09. [S.n.]: [s.l.]. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120919]

[27] Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) (2001). Reference document on the application of best available techniques to industrial cooling systems. European Commission: [s.l.]. xiii, 148 + annexes pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303196]

[28] Verween, A.; Vincx, M.; Degraer, S. (2009). Comparative toxicity of chlorine and peracetic acid in the biofouling control of *Mytilopsis leucophaeata* and *Dreissena polymorpha* embryos (Mollusca, Bivalvia). Int. Biodeterior. Biodegrad. 63(4): 523-528. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=134143]

[29] Cristiani, P. (2005). Solutions to fouling in power station condensors. Applied Thermal Engineering 25(16): 2630–2640. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303192]

[30] Chase, M.E.; Bailey, R.C. (1999). The ecology of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the lower Great Lakes of North America: I. Population dynamics and growth. J. Great Lakes Res. 25(1): 107-121. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115891]

Ocinebrellus inornatus

Japanse stekelhoren

Lector
Thomas Kerkhove

© Nathalie De Somer (CC BY-NC-ND 4.0)

Wetenschappelijke naam
Ocinebrellus inornatus (Récluz, 1851) [1]

De Japanse stekelhoren *Ocinebrellus inornatus* is een slakje afkomstig uit het **noordwestelijk deel van de Stille Oceaan**. In 1995 werd de soort voor het eerst aangetroffen in Franse wateren, in Nederland gebeurde dit in 2007. Tot op heden werden **nog geen exemplaren gevonden op Belgisch grondgebied**. De soort werd via **schelpdiertransport** vanuit Noord-Amerika (een eerder gekoloniseerde regio) in Europa geïntroduceerd. De Japanse stekelhoren kan gedijen binnen een brede range aan temperatuur- en saliniteitswaarden en kent een grote flexibiliteit op het vlak van prooien.

Oorspronkelijke verspreiding

De Japanse stekelhoren komt van nature voor in de gematigde zeeën van Noordoost-Azië, van de kusten van Noord-China, Japan en Korea tot het Russische Sachalin en de Koerilen. Dit natuurlijk verspreidingsgebied komt grotendeels overeen met dat van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas*, de belangrijkste prooi van de stekelhoren en eveneens een niet-inheemse soort in de Belgische wateren [2-4].

Eerste waarneming in België

De Japanse stekelhoren werd momenteel nog niet waargenomen in België.

Verspreiding in België

De Japanse stekelhoren werd momenteel nog niet waargenomen in België.

Verspreiding in onze buurlanden

In 1995 werd de soort voor het eerst aangetroffen in Franse wateren, in de Baai van Marennes-Oléron nabij La Rochelle [5,6], waarna het verspreidingsgebied in noordwaartse richting uitbreide richting de Bretagne (Golf van Morbihan) [7] en Normandië (Mont-Saint-Michel) [8]. Genetische studies hebben aangetoond dat de bronpopulatie van deze slakken zich in de Verenigde Staten bevindt [9,10], waar de de soort reeds in het begin van de 20e eeuw voet aan wal zette door mee te liften met oestertransporten [11]. Ook in het zuiden van Portugal (Algarve) [12] en in de Deense Limfjorden [2] werd de soort waargenomen, respectievelijk sinds 1999 en 2009, waarbij de Deense populatie zou afstammen van de Franse [13]. Daarnaast wordt de Japanse stekelhoren sinds 2007 aangetroffen in de Oosterschelde (Nederland) [14], waarbij de populatie tussen 2007 en 2009 jaarlijks aangroeide [15].

Wijze van introductie

De verspreiding van de Japanse stekelhoren buiten zijn natuurlijk leefgebied wordt in de hand gewerkt door aquacultuuractiviteiten. Zo kon de introductie in de Baai van Marennes-Oléron direct gelinkt worden aan de import van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* uit het vroegere gekoloniseerde Brits Columbia (Canada) [2,9]. Door de eerder beperkte natuurlijke verspreidingskracht van de soort wordt ook de secundaire verspreiding in West-Europa richting Bretagne, Nederland, etc. gelinkt aan schelpdiertransport [2,16].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Japanse stekelhoren kan gedijen binnen een brede range aan temperatuur- en saliniteitswaarden. Zo blijkt de soort naast open marien systemen perfect in staat te overleven in fjordsystemen bij zoutgehaltes van 23 psu [2]. Verlaagde watertemperaturen tot 0-1°C tijdens de wintermaanden blijken de soort evenmin te hinderen [15]. Op zich is dit weinig verrassend, daar de soort aan gelijkaardige temperaturen wordt blootgesteld in zijn natuurlijk verspreidingsgebied ter hoogte van de Zee van Japan en de kusten van Sachalin, waardoor deze stekelhoren de zeewatertemperaturen van de Noordzee en Zuid-Scandinavië makkelijk kan verdragen [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In tegenstelling tot vele andere mariene niet-inheemse soorten, kent de Japanse stekelhoren geen vrijzwemmend larvaal stadium. Deze eigenschap, in combinatie met de eerder lage reproductiegraad [2], maakt dat het natuurlijk verspreidingsvermogen eerder beperkt is [16-18]. Bij de evaluatie van de potentiële toekomstige verspreiding dient evenwel in acht genomen te worden dat, niettegenstaande de Japanse oester de voornaamste voedselbron vormt, de Japanse stekelhoren perfect in staat is om over te schakelen naar andere doelsoorten en eveneens kan overleven op een dieet van gewone mosselen [2]. Niettegenstaande wordt het voorkomen van grote hoeveelheden oesters als belangrijk aanzien met het oog op de vestiging van de soort [17]. Daarnaast wordt vermoed dat de soort zones met een sterk verlaagde saliniteit, zoals ter hoogte van riviermondingen, vermijdt [18].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Door de flexibiliteit op het vlak van prooien (oesters, mossels, kokkels, gastropoda, zeepokken) kan het voorkomen van de Japanse stekelhoren ecologische en economische schade toebrengen, niet in het minsts voor aquacultuurfaciliteiten gericht op de kweek van schelpdieren. Zo staat deze soort, en stekelhorens in het algemeen, gekend voor hun destructieve predatie op bivalven van commercieel belang [17,18]. Uitroeiien van gevestigde populaties ter hoogte van schelpdierculturen via mechanisch en zuigbaggeren [19], het uitzetten van vallen (arbeidsintensief) [20] en chemische bestrijding (impact op oesters en/of milieu) [19,21] zijn tot op heden niet succesvol gebleken. Onderdompeling in zoetwater lijkt de stekelhoren wel te doden [13], al is de tolerantie van de Japanse stekelhoren tegen lage saliniteiten sterk locatie-afhankelijk [22]. Zo blijkt dat het gedurende 24u blootstellen aan zoet water van oesters afkomstig uit de Oosterschelde niet voldoende was om schade te veroorzaken aan de Japanse stekelhorens die aangepast waren aan de milieuomstandigheden in de Oosterschelde [23].

Wel worden beheersmaatregelen toegepast. Zo wordt soms omgeschakeld naar aangepaste kweekmethoden ter preventie van predatie, zoals de 'off-bottom'-methode waarbij de jonge oesters worden gekweekt in opgehangen bakken of zakken (weg van de bodem), maar deze brengen een aanzienlijk kostenplaatje met zich mee [13] aangezien er in aangroeigevoelige regio's gericht geïnvesteerd dient te worden in pro-actieve controlemaatregelen van fouling. Indien dit niet gebeurt dreigen de aangroei-organismen de voedingsstoffen uit het water van de oesters te onttrekken [24]. Indien wordt gekozen voor een arbeidsintensieve manuele beheersing van de populatie aan stekelhorens strekt het de voorkeur om de eitjes van de stekelhoren te verwijderen, daar dit effectiever blijkt dan het verwijderen van volwassen individuen [17,25].

Het meest effectief tegen de verspreiding van de Japanse stekelhoren betreft het inzetten op preventie via een gedegen regelgeving op het niveau van controles voorafgaand aan schelpdiertransporten.

Specifieke kenmerken

De Japanse stekelhoren is een carnivore slak die tot de familie Muricidae behoort. Zijn schelp is spiraalvormig, rechtsgewonden, heeft een hoogte van maximaal 48 mm met aan het uiteinde een kleine top. Adulte examplaren tellen vijf volledige windingen, waarvan de laatste wordt gekenmerkt door vier tot twaalf axiale ribben. Aan de opening heeft de binnenkant van de buitenlip vaak vijf kleine tandachtige structuren. Het siphonkanaal is kort [26]. De kleur varieert van beige tot bruin, maar kan eveneens oranje of gestreept zijn [17]. Een belangrijk kenmerk dat vaak wordt gebruikt om individuen van de familie Muricidae te identificeren is het voorkomen van een labrale tand. Echter, bij de Japanse stekelhoren is deze niet steeds aanwezig [26], waardoor de soort in het verleden vaak verkeerd gedetermineerd werd [17].

Voorafgaand aan het leggen van de eieren komen de slakken tijdens de paaitijd in grote aantallen samen. De vrouwtjes produceren clusters van 20 tot 40 heldergele eikapsels die elk enkele honderden zogenaamde 'nurse eggs' bevatten, resulterend in de productie van slechts 10 à 15 embryo's. De juvenielen kennen geen planktonische levensstadium en settelen zich direct op de bodem, waar ze na 1 à 2 jaar geslachtsrijp zijn [2,27]. Onderzoek in Noordwest-Amerika toonde aan dat de overlevingsgraad van volwassen dieren jaarlijks slechts zo'n 10 à 30% bedraagt [27].

De Japanse stekelhoren beschikt over chemoreceptieve mechanismen die reageren op effluenten (afvalstoffen) van hun potentiële prooi, hierdoor kunnen ze gezonde prooien detecteren [28]. Eenmaal op de prooi wordt met behulp van een zuur en de getande tong (radula) een cirkelvormig gaatje in de schelp gemaakt, waarna hij met een slurfachtige structuur zijn prooi opzuigt. Dit proces duurt bij mossels en kokkels om en bij de 5-6 dagen, bij de Japanse oester kan dit 2 weken in beslag nemen [29].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ocinebrellus inornatus* (Récluz, 1851). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=578702 (2024-10-18).

[2] Lützen, J.; Faasse, M.; Gittenberger, A.; Glenner, H.; Hoffmann, E. (2012). The Japanese oyster drill *Ocinebrellus inornatus* (Récluz, 1851) (Mollusca, Gastropoda, Muricidae), introduced to the Limfjord, Denmark. Aquat. Invasions 7(2): 181-191 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=208199]

[3] Choe, B.L.; Park, J.-K. (1997). Description of muricid species (gastropoda: Neogastropoda) collected from the coastal areas of South Korea. Korean Journal of Biological Sciences 1(2): 281-296. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381420]

[4] Garcia-Meunier, P.; Martel, C.; Trichet, C. (2003). Comparisons of demographic features of an invasive species, *Ocinebrellus inornatus*, versus an indigenous species, *Ocenebra erinacea*, in: Third International Conference on Marine Bioinvasions March 16-19, 2003 convened at Scripps Institution of Oceanography, La Jolla, California: abstract book. pp. 43. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391071]

[5] de Montaudouin, X.; Sauriau, P.-G. (2000). Contribution to a synopsis of marine species richness in the Pertuis Charentais Sea with new insights in soft-bottom macrofauna of the Marennes-Oleron Bay. Cah. Biol. Mar. 41(2): 181-222 [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=66969]

[6] Pigeot, J.; Miramand, P.; Garcia-Meunier, P.; Guyot, T.; Séguignes, M. (2000). Présence d'un nouveau prédateur de l'huître creuse, *Ocinebrellus inornatus* (Récluz, 1851), dans le bassin conchylicole de Marennes-Oléron. C. R. Acad. Sci., Sér. 3 Sci. Vie 323(8): 697-703. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391073]

[7] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. (Ed.) Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. pp. 276-290. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=40609]

[8] Delongueville, C.; Scaillet, R. (2007). *Ocinebrellus inornatus* (*Ocenebra inornata*) (Récluz, 1851) en baie du Mont-Saint-Michel (France). Novapex (Jodoigne) Société 8(3): 96-99. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=232707]

[9] Martel, C.; Viard, F.; Bourguet, D.; Garcia-Meunier, P. (2004). Invasion by the marine gastropod *Ocinebrellus inornatus* in France: I. Scenario for the source of introduction. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 305(2): 155-170. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381322]

[10] Martel, C.; Guarini, J.-M.; Blanchard, G.; Sauriau, P.G.; Trichet, C.; Robert, S.; Garcia-Meunier, P. (2004). Invasion by the marine gastropod *Ocinebrellus inornatus* in France. III. Comparison of biological traits with the resident species Ocenebra erinacea. Mar. Biol. (Berl.) 146(1): 93-102. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381660]

[11] Wolff, W.J.; Reise, K. (2002). Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters, in: Leppäkoski, E. et al. (Ed.) Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. pp. 193-205. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=40600]

[12] Afonso, C.M.L. (2011). Non-indigenous Japanese oyster drill *Pteropurpura (Ocinebrellus) inornata* (Récluz, 1851) (Gastropoda: Muricidae) on the South-west coast of Portugal. Aquat. Invasions 6(Supplement 1): S85-S88. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381251]

[13] Fey, F.; Van den Brink, A.M.; Wijsman, J.W.M.; Bos, O.G. (2010). Risk assessment on the possible introduction of three predatory snails (*Ocinebrellus inornatus, Urosalpinx cinerea, Rapana venosa*) in the Dutch Wadden Sea. IMARES Wageningen Report, C032/10. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 88 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381424]

[14] Goud, J.; Titselaar, F.F.L.M.; Mulder, G. (2008). Weer een 'verstekeling': de Japanse Stekelhoren *Ocinebrellus inornatus* (Récluz, 1851) (Gastropoda, Muricidae) levend aangetroffen in de Oosterschelde. Spirula 365: 134-136. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381427]

[15] Faasse, M.; Ligthart, M. (2009). American (*Urosalpinx cinerea*) and Japanese oyster drill (*Ocinebrellus inornatus*) (Gastropoda: Muricidae) flourish near shellfish culture plots in The Netherlands. Aquat. Invasions 4(2): 321-326. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381265]

[16] Martel, C.; Viard, F.; Bourguet, D.; Garcia-Meunier, P. (2004). Invasion by the marine gastropod *Ocinebrellus inornatus* in France. II. Expansion along the Atlantic coast. Mar. Ecol. Prog. Ser. 273: 163-172. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381326]

[17] Duckwall, L. (2009). Pacific Northwest aquatic invasive species profile. Japanese oyster drill *Ocinebrellus inornatus*. [S.n.]: [s.l.]. 12 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381423]

[18] Buhle, E.R.; Ruesink, J.L. (2009). Impacts of invasive oyster drills on Olympia oyster (*Ostrea lurida* Carpenter 1864) recovery in Willapa Bay, Washington, United States. J. Shellfish Res. 28(1): 87-96. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381246]

[19] Locke, A. (2009). Rapid response to non-indigenous species. 1. Goals and history of rapid response in the marine environment. Aquat. Invasions 4(1): 237-247. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381245]

[20] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[21] McEnnulty, F. R.; Bax, N.J.; Schaffelke, B.; Campbell, M.L. (2001). A review of rapid response options for the control of ABWMAC listed introduced marine pest species and related taxa in Australian waters. Technical report (Centre for Research on Introduced Marine Pests (Australia)), 23. CSIRO Div. Marine Research. Centre for Research on Introduced Marine Pests: Hobart. ISBN 0643062513. 110 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=391242]

[22] Federighi, H. (1931). Salinity death-points of the oyster drill snail, *Urosalpinx cinerea* Say. Ecology 12(2): 346-353. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381327]

[23] van den Brink, A.; Wijsman, J.W.M. (2010). Freshwater immersion as a method to remove *Urosalpinx cinerea* and *Ocinebrellus inornatus* from mussel seed. IMARES Wageningen Report, C020/10. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 15 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381422]

[24] Walton, W.C.; Davis, J.E.; Chaplin, G.I.; Rikard, F.S.; Hanson, T.R.; Waters, P.J.; LaDon Swann, D. (2012). Off-bottom oyster farming. Alabama A&M/Auburn University: United States. 8 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391048]

[25] Buhle, E.R.; Margolis, M.; Ruesink, J.L. (2005). Bang for buck: cost-effective control of invasive species with different life histories. Ecol. Econ. 52(3): 355-366. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381328]

[26] Amano, K.; Vermeij, G.J. (1998). Taxonomy and evolution of the genus *Ocinebrellus* (Gastropoda : Muricidae) in Japan. Paleontological Research 2(3): 199-212. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381329]

[27] White, C. (2007). WSG-funded researcher takes on Willapa's troublesome oyster drills. Sea Star Winter 2007: 1-2. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391075]

[28] Colakovic, B. (2018). Investigating the behavior of the invasive marine species the Japanese Oyster Drill (*Ocinebrellus inornatus*): Food preference, and Behaviour. HZ University of Applied Sciences: Vlissingen. 26 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391076]

[29] Chew, K.K.; Eisler, R. (1958). A preliminary study of the feeding habits of the Japanese oyster drill, *Ocinebra japonica*. J. Fish. Res. Bd. Can. 15(4): 529-535. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381330]

Petricolaria pholadiformis

Amerikaanse boormossel

Lector
Thierry Backeljau

© World of inspiration

Wetenschappelijke naam

Petricolaria pholadiformis (Lamarck, 1818) [1]

De Amerikaanse boormossel heeft zijn wetenschappelijke naam, *Petricolaria pholadiformis*, zeker niet gestolen. In het Latijn betekent '*petra*' rots of steen, terwijl '*cola*' komt van 'colo', wat 'bewonen' betekent; 'Pholadiformis' wordt verklaard als 'de vorm van een pholade', terwijl een 'pholade' een boormossel is. Deze soort heeft dus de vorm van een boormossel die woont in rotsen of stenen [2].

De Amerikaanse boormossel *Petricolaria pholadiformis* kwam oorspronkelijk enkel langs de **oostkust van Noord-Amerika** voor, maar werd omstreeks 1890 in Europa geïntroduceerd (Engeland) samen met het **transport van Amerikaanse oesters** *Crassostrea virginica*. De planktonische larven van de Amerikaanse boormossel bereikten in de hierop volgende jaren de rest van Europa door zich te laten meevoeren met de zeestromingen. De soort werd in **1899** voor het eerst in Belgische wateren waargenomen, nabij Nieuwpoort. Nu leeft de soort vooral ter hoogte van onze Oost- en Middenkust. Deze exoot boort gangen in turf- en veenblokken, hout, harde klei en kalksteen. In aangespoelde veenblokken zitten vaak nog levende individuen. Lege schelpen spoelen vaak aan op onze stranden.

Oorspronkelijke verspreiding

De Amerikaanse boormossel was oorspronkelijk enkel gevestigd langs de oostkust van Amerika, van de Saint Lawrencebaai in Canada tot in de Golf van Mexico [3].

Deze tweekleppige boort een gang in turf- en veenlagen, hout, harde klei of kalksteen, waar het de rest van zijn leven in verblijft. Jonge individuen worden ook in mosselbanken waargenomen. Hun woongebied strekt zich uit vanaf de uiterste laagwaterlijn tot midden in het zeewaarts gelegen getijdengebied [4,5].

Eerste waarneming in België

De Amerikaanse boormossel werd voor het eerst waargenomen nabij Nieuwpoort, in 1899 [6]. In 1900 en 1901 werd opnieuw melding gemaakt van de soort, deze keer in Koksijde en Wenduine. Nog een jaar later werd deze exoot aangetroffen tussen Klemskerke en Blankenberge [7,8].

Verspreiding in België

Sinds 1901 wordt de Amerikaanse boormossel als een algemene soort voor de Belgische kust beschouwd [8]. Een studie van de klei- en turfbanken te Raversijde (Oostende) wees uit dat de Amerikaanse boormossel er veel voorkwam in de eerste helft van de 20e eeuw [9] en ook meer recente studies bevestigen het succes van deze soort in Belgische kuststreek [10].

Gegevens van het Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO - Visserij) tonen aan dat de Amerikaanse boormossel vooral wordt aangetroffen in de kustzone van het Belgisch deel van de Noordzee, meer bepaald in het oostelijke deel – Zeebrugge tot aan de Scheldemonding – in de nabijheid van oude of nieuwe baggerloswallen. Het voorkomen van de soort wordt sinds de jaren ‘90 gekenmerkt door een oostwaartse verschuiving vanuit Zeebrugge, waardoor de grootste aantallen tegenwoordig gevonden worden nabij de Scheldemonding. Eind de jaren ‘80 werd de soort nog sporadisch waargenomen langs de Westkust, maar in de daaropvolgende jaren werd hij er niet meer aangetroffen [11]. In december 2012 werden opnieuw 100 individuen van de Amerikaanse boormossel geteld bij Ster der Zee in Koksijde (Westkust), waarvan 14 levende exemplaren [12]. Deze exoot kan plaatselijk hoge dichtheden bereiken, gaande van honderden [13] (ten zuidoosten van de Thorntonbank) tot duizend individuen per m^2 (periode 1994-2001) [10].

Verspreiding in onze buurlanden

De Amerikaanse boormossel werd voor het eerst (rond 1890) in Europa waargenomen in Essex (Zuidoost-Engeland). Van hieruit verspreidde de soort zich op een natuurlijke wijze in noordelijke richting tot aan de Humbermonding. De larven van de Amerikaanse boormossel leven vrij in de waterkolom en laten zich passief meevoeren met de zeestromingen. Zo bereikte de soort tegen 1899 het Europese continent, ter hoogte van de Belgische kust. Van hieruit verspreidde de Amerikaanse boormossel zich vooral noordwaarts. In 1906 werd de soort al in het noorden van Nederland (Vlieland) gesignaleerd en palmde ze vervolgens het Duitse Waddengebied in. In 1907 bereikte deze exoot de Deense Noordzeekust en in 1910 werd deze boormossel gesignaleerd in het Skagerrak. Twintig jaar later werd de Amerikaanse boormossel zelfs aangetroffen in het westelijk deel van de Baltische Zee [4,5,8].

In zuidelijke richting verliep de verspreiding van de Amerikaanse boormossel heel wat moeizamer. In 1903 werden de eerste exemplaren in Duinkerke gevonden. In 1910 zag men de soort ook in Calais en in 1914 in Boulogne-sur-Mer, zijn meest zuidelijke voorkomen tot nu toe. Wetenschappers wijten deze moeizame zuidelijke verspreiding aan de overheersende noordoostelijke stromingen ter hoogte van oostelijke Noordzeekusten, waardoor de vrijlevende larven moeilijk naar het zuiden getransporteerd worden [4,5,8].

Sedert de snelle gebiedsuitbreiding in het begin van de 20e eeuw is er relatief weinig veranderd in de verspreiding van de soort [5]. Op sommige plaatsen is hij er wel op achteruitgegaan of verdwenen, zoals in de Deense Waddenzee. Vermoedelijk lag dit aan een gebrek aan aanpassingsvermogen, plaatselijke parasieten of competitie [14,15].

De soort heeft zich ook al gevestigd in de Middellandse Zee, zo werden er al sinds 2007 individuen gevonden in de Golf van Saronikos (Griekenland). Men veronderstelt dat de soort hier terechtkwam door transport per schip [16]. Ook in de Egeïsche zee en de Ionische zee is de soort teruggevonden. Verder komt de soort ook meer noordelijk voor in het Kattegat en het Skagerrak en zelfs in Zuidoost-Alaska [1].

Wijze van introductie

De introductie in Zuidoost-Engeland gebeurde samen met de import van Amerikaanse oesters *Crassostrea virginica*, waartussen de Amerikaanse boormossel verscholen zat. De exoot kon zich verstigen en vergrootte zijn areaal door zijn larven te laten meeliften op de zuidwaartse stromingen (ter hoogte van de Engelse oostkust), waardoor de soort snel de Belgische kust bereikte en zich vestigde [5,17].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De vrouwelijke Amerikaanse boormossel produceert jaarlijks zo'n 3 tot 3,5 miljoen eitjes. De larven kunnen zich over grote afstanden verspreiden, door passief mee te liften met de zeestromingen [5]. Volwassen Amerikaanse boormosselen kunnen zich ook verspreiden met de stromingen door zich in te boren in drijvend hout.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Amerikaanse boormossel is afhankelijk van de aanwezigheid van turf-, veen- of kleibanken om zich te vestigen. De soort wordt enkel aangetroffen in fijne sedimenten met een mediane korrelgrootte van <250 µm en komt niet voor in afwezigheid van slib [10]. Hij boort er een gangetje in en blijft daar zijn ganse leven. Op plaatsen waar er niet te veel ophoping van zand is boven op de turf- en kleibanken, is de soort heel succesrijk.

Het ingegraven dier heeft twee buizen of sifons die tot boven het bodemoppervlak komen: één voor de instroom van water en voedsel; de andere voor het afvoeren van water en voedselresten. Op plaatsen waar er echter veel zandophoping is, kunnen de sifons bedolven worden onder het zand. Hierdoor verliest de Amerikaanse boormossel het contact met het zeewater (zijn zuurstof- en voedselbron) en sterft hij [4,5,9]. Soms wordt de Amerikaanse boormossel ook aangetroffen in zandbodems waar veel kokers van de Schelpkokerworm *Lanice conchilega* in aanwezig zijn die het zand vasthouden [18].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Amerikaanse boormossel kende een snelle verspreiding langs de Belgische kust in het begin van de 20e eeuw [8] en heeft mogelijk bijgedragen tot de achteruitgang van de inheemse Witte boormossel *Barnea candida* in deze periode, al bestaat er hier geen sluitend bewijs voor [4,14]. De Witte boormossel is na 1950 terug aan een opmars bezig [5,9,17]. In 1993 werd de Witte boormossel op verschillende locaties langs de Belgische kust waargenomen en zowel deze inheemse soort als de exoot bleken er naast elkaar te leven. De Amerikaanse boormossel verkiest de blootgestelde turf- en kleibanken, terwijl de Witte boormossel meer zandophoping verdraagt [5,9]. De populatie van Amerikaanse boormossels gaat er ter hoogte van Raversijde wel op achteruit door de verzanding van de aanwezige turf- en kleibanken [9].

Maatregelen tegen de Amerikaanse boormossel zijn tot nog toe niet getroffen aangezien de soort nergens een aantoonbaar probleem lijkt te vormen. Op bepaalde locaties gaat de populatie er op een natuurlijke wijze achteruit [19].

Specifieke kenmerken

De schelp van de Amerikaanse boormossel is langwerpig cilindrisch en heeft een witte kleur aan de buitenzijde. De buitenzijde van de schelpen is eerder vuilwit tot vleeskleurig, de binnenzijde is glanzend wit. De Amerikaanse boormossel bereikt een grootte van 5 tot 6,5 cm [4].

Vanuit de top van de schelp vertrekken ribben die in het voorste deel van de schelp dik zijn en dunner worden naar het achterste deel. Deze ribben worden gekruist door groeiringen, waarbij op de plaats van de kruising telkens een verdikte knobbel zit. Het is met deze knobbels dat het dier zich een gang graaft.

De Amerikaanse boormossel lijkt sterk op de inheemse Witte boormossel *Barnea candida* en kan er gemakkelijk mee verward worden. De inheemse soort heeft echter een duidelijk omgeslagen voorrand of lip en bezit een extra schelpstuk aan de bovenkant van de schelp. De verdikte knobbels zijn bij de Witte boormossel veel scherper dan bij de Amerikaanse soort. Een ander verschil tussen de twee soorten heeft betrekking op de aanwezigheid van de slottanden: de Witte boormossel heeft er geen, terwijl de Amerikaanse boormossel er twee heeft op de rechterschelp en drie op de linkerschelp [4,20,21]. Een derde opvallend verschil bevindt zich langs de binnenzijde van de schelp. Bij de Witte boormossel is er onder de top een lang uitsteeksel aanwezig dat men 'apophyse' noemt, terwijl de Amerikaanse boormossel dit niet bezit [19].

Beide boormosselsoorten worden vaak aangetroffen in een uitgerekte of gedrongen vorm, afhankelijk van het soort bodem waarin ze leven [5]. Vaak leven ze in matig hard tot hard substraat in de zeebodem, zoals veen, hout en kalksteen. Hoe harder het substraat hoe gedrongener de vorm.

De Amerikaanse boormossel komt voor vanaf de getijdenzone tot een diepte van ongeveer 15 meter. Ze kan ook in slikgebieden ingegraven zitten in stevige klei en in mosselbanken leven. Bij het boren worden mechanische bewegingen met de schelpkleppen gemaakt.

De dieren zijn van gescheiden geslacht en op z'n vroegst geslachtsrijp aan het eind van het derde levensjaar. Eitjes en zaadcellen worden vrij in het water geloosd tussen juli en september. Amerikaanse boormossels worden tot 10 jaar oud [2].

Bij een strandwandeling kun je dikwijls gaatjes in het zand vinden. Vaak is dit de instroomopening van een ingegraven worm of schelpdier. Vind je een 8-vormig gaatje, dan zou het wel eens om een Amerikaanse boormossel kunnen gaan [17]. Verder worden tijdens een strandwandeling enkel linker- of rechterhelften van deze soort aangetroffen. Dit is het resultaat van de schelp-stromingsinteractie, waarbij de twee verschillende schelphelften in een andere richting worden uitgestuurd door hun ongelijke vorm [5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Petricolaria pholadiformis* (Lamarck, 1818). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156961 (2024-10-18).

[2] Stichting ANEMOON (2018). Amerikaanse boormossel *Petricolaria pholadiformis* (Lamarck, 1818). http://www.anemoon.org/flora-en-fauna/soorteninformatie/soorten/articletype/articleview/articleid/32 (2018-08-16).

[3] Cohen, A.N.; Carlton, J.T. (1995). Non indigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. NOAA: USA. 251 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117462]

[4] Van Benthem Jutting, T. (1943). Mollusca(l) C. Lamellibranchia. Fauna van Nederland, 12. A.W. Sijthoff: Leiden, The Netherlands. 477 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=56751]

[5] Wouters, D. (1993). 100 jaar na de invasie van de Amerikaanse boormossel: de relatie *Petricolaria pholadiformis* Lamarck, 1818 / *Barnea candida* Linnaeus, 1758. De Strandvlo 13(1): 3-39. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=18790]

[6] Loppens, K. (1902). *Petricola pholadiformis* L. Bull. Séances Soc. (R.) Malacol. Belg. 37: 41-42. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=70030]

[7] Dupuis, P.; Putzeys, S. (1902). Note concernant la découverte du *Petricolaria pholadiformis* en Belgique. Ann. Soc. Roy. Zool. Bel. 37: 4. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=70189]

[8] Schouteden, H. (1907). Distribution géographique actuelle de *Petricolaria pholadiformis* en Europe. Ann. Soc. R. Zool. Malacol. Bel. 42: 64-66. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=11788]

[9] Jocqué, R.; Van Damme, D. (1971). Inleidende oecologische studie van klei- en turfbanken in de getijdenzone te Raversijde (België). Biol. Jb. Dodonaea 39: 157-190. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3427]

[10] Degraer, S.; Wittoeck, J.; Appeltans, W.; Cooreman, K.; Deprez, T.; Hillewaert, H.; Hostens, K.; Mees, J.; Vanden Berghe, E.; Vincx, M. (2006). De macrobenthosatlas van het Belgisch deel van de Noordzee. Federaal Wetenschapsbeleid: Brussels, Belgium. ISBN 90-810081-5-3. 164, photographs, 1 cd-rom pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=100230]

[11] Groep Biologische Milieumonitoring van het Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek. Onderzoeksdomein Visserij (ILVO - Visserij) (2012). Ongepubliceerde data, geanalyseerd in functie van monitoringsopdrachten voor de Federale Overheid (FOD Economie, in kader van zandwinning) en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap - Administratie Waterwegen en Zeewezen - Afdeling Maritieme Toegang (in kader van baggerwerken en loswallen).

[12] Vanhaelen, M.-T. (2012). Strandwaarnemingen tijdens de winter 2011-2012 aan de Westkust. De Strandvlo 32(3): 111-113. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=219863]

[13] Rumes, B.; Di Marcantonio, M.; Brabant, R.; Dulière, V.; Degraer, S.; Haelters, J.; Kerckhof, F.; Legrand, S.; Norro, A.; Van den Eynde, D.; Virgin, L.; Lauwaert, B. (2011). Milieueffectenbeoordeling van het NORTHER offshore windmolenpark ten zuidoosten van de Thorntonbank. Beheerseenheid van het mathematisch model van de Noordzee (BMM): Brussel. VIII, 190 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=245187]

[14] Jensen, K.T. (1992). Macrozoobenthos on an intertidal mudflat in the Danish Wadden Sea: comparisons of surveys made in the 1930s, 1940s and 1980s. Helgol. Meeresunters. 46(4): 363-376. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=125923]

[15] Wouters, D. (1993). *Petricolaria pholadiformis* Lamarck, 1818 en *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) verdwenen uit de Deense Waddenzee. De Strandvlo 13(2-3): 84-85. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=18803]

[16] Zenetos, A.; Ovalis, P.; Vardala-Theodorou, E. (2009). The American piddock *Petricolaria pholadiformis* Lamarck, 1818 spreading in the Mediterranean Sea. Aquat. Invasions 4(2): 385-387. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=254687]

[17] Van Campenhout, B. (1963). Présence, apparition et disparition de *Barnea (Barnea) candida* (Linné) et de *Petricola (Petricolaria) pholadiformis* (Lamarck). Les Naturalistes Belges 44(7): 350-353. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=71463]

[18] Swennen, C. (1959). Iets over *Petricolaria pholadiformis* en andere boorders. Het Zeepaard 19(5): 71-72. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=114592]

[19] Backeljau, T. (2011). Persoonlijke mededeling.

[20] Kaas, P.; Ten Broek, A.N.C. (1942). Nederlandse zeemollusken. De Wereldbibliotheek: Amsterdam, The Netherlands. 232 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=25183]

[21] Hayward, P.J.; Nelson-Smith, A.; Shields, C. (1999). Gids van kust en strand: flora en fauna. Tirion: Baarn. ISBN 90-5210-327-5. 352, ill. pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=72948]

Potamocorbula amurensis

Brakwaterkorfschelp

© Nancy Fockedey

Lector
Emmanuel Dumoulin

Wetenschappelijke naam
Potamocorbula amurensis (Schrenck, 1862) [1]

De Brakwaterkorfschelp *Potamocorbula amurensis* is afkomstig uit de **noordwestelijke Pacifische kustregio's**. De schelp werd in **2018** in de Westerschelde aangetroffen en werd allicht geïntroduceerd door als larven mee te liften in het **ballastwater** van schepen. De soort kent een snelle verspreiding in het estuarium, en op basis van de in het buitenland geconstateerde effecten op het ecosysteem geldt ook hier dat er een potentiële impact kan plaatsvinden op inheemse fauna.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Brakwaterkorfschelp omvat de gematigde noordwestelijke Pacifische regio, meer specifiek slibrijke bodems van estuariene milieus van China, Japan, Korea en Oost-Siberië [2-7].

Eerste waarneming in België

In maart 2018 werden ter hoogte van Lillo honderden verse losse kleppen en tientallen levende exemplaren van de Brakwaterkorfschelp aangetroffen [2,7], hetgeen onmiddellijk ook de eerste melding betrof voor het Europese continent [3].

Verspreiding in België

De verspreidingskaart (2018-2019) van Dumoulin en Langeraert (2020) [3] toont een snelle verspreiding ('*boom*-fase') van de soort over de Beneden-Zeeschelde.

Verspreiding in onze buurlanden

In maart 2018 werden meerdere invididuen van deze soort aangetroffen nabij de laagwaterlijn ter hoogte van het Nederlandse dorpje Bath (Westerschelde). Daarna kende de soort een snelle verspreiding in de Westerschelde [3]. In 2019 werd de soort waargenomen op slikplaten op 10 km ten oosten van Terneuzen (Nederland) [3,8].

Wijze van introductie

De vermoedelijke introductievector betreft het transport via ballastwater van schepen [2,7]. Eenmaal in een regio met voor de soort gunstige omgevingsfactoren en een succesvolle voortplanting kan er een snelle secundaire verspreiding plaatsvinden door het meeliften van de planktonische larven met de stroming [2,9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De tollerantie van de Brakwaterkorfschelp voor sterk schommelende temperatuur en saliniteit maken dat het een opportunistische soort betreft. Het ligt daarom in de lijn der verwachting dat de Brakwaterkorfschelp zich op termijn ook zal vestigen in andere brakwatergebieden, zoals o.a. het Noordzeekanaal, het Eems-Dollard-gebied en de Waddenzee [8]. Daarnaast vertoont de bodemgesteldheid van de Schelde gelijkenissen

met de zand- en slibrijke milieus in het natuurlijk verspreidingsgebied, hetgeen een verdere verspreiding in de hand kan werken [8].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort kent een planktonisch larvaal stadim van 17 tot 19 dagen [10]. Deze tijdspanne biedt een ruimte mogelijkheid voor lokale snelle verspreiding van veligerlarven via de waterkolom. Bijkomend stelt de Brakwaterkorfschelp weinig eisen op het vlak van watertemperatuur en saliniteit. Zo varieert de watertemperatuur in de gebieden van herkomst tussen 0 en 28°C en blijkt de soort tolerant voor zoutgehaltes tussen 2 en 33 psu, al is een saliniteit tussen 5 en 25 psu vereist voor reproductie [2,10].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In San Francisco Bay heeft de soort zich na zijn introductie in 1986 snel verspreid, en maakte reeds in 1990 op tal van plaatsen zo'n 95% uit van de biomassa in de benthische zone, met dichtheden boven 16.000 exemplaren per vierkante meter [2,7,8,11,12]. Het zijn efficiënte filtervoeders (bacterioplankton, fytoplankton, microzoöplankton) met een hoge reproductiegraad (reeds fertiel bij een schelplengte van ca. 5 mm), een combinatie die maakt dat ze competitie kunnen aangaan met inheemse soorten op het vlak van voedsel alsook de voortplanting van zoöplanktonsoorten (o.a. copepoden) kunnen belemmeren door de directe predatie van eitjes en larven van lokale soorten [2,7,12]. Op deze wijze kan de soort grootschalige wijzigingen veroorzaken doorheen de volledige trofische keten [12,13]. Zo wordt de Brakwaterkorfschelp naast het verstoren van de fyto- en zoöplanktonbiomassa ook verantwoordelijk gehouden voor de instorting van de lokale pelagische visserij in San Francisco Bay [14,15]. Anderzijds kan de Brakwaterkorfschelp ook een toename in de hand werken van soorten die in staat zijn op deze schelp te prederen [10,11].

Een voorgestelde maatregel omvat het verhogen van de stress op eitjes, embryo's en pelagische larven door middel van saliniteitsreductie via een verhoging van de zoetwaterinstroom [9], maar de vereiste omvang inzake volume en duur is in de praktijk niet te realiseren. Daarnaast betreft de Brakwaterkorfschelp een bijzonder opportunistische soort [16].

Specifieke kenmerken

De Brakwaterkorfschelp leeft ingegraven in zowel sub- als intertidale zand- of slibbodems [11,12], waarbij de korte in- en uitstroomopeningen (sifo's) boven de bodem uitsteken [8]. Metingen op 362 rechterkleppen ter hoogte van Liefkenshoek resulteerden in een gemiddelde schelplengte van 2,38 cm (variërend tussen 1,6 en 3,1 cm) en -hoogte van 1,73 cm (variërend tussen 1,2 en 2,3 cm) [3]. De schelp is stevig, ovaal tot driehoekig van vorm.

Het dier heeft twee ongelijke kleppen (overbeet). De linkerklep is kleiner dan de rechterklep, heeft een lichte kiel en bezit aan de binnenkant een uitstekende chondrofoor met daarvoor een uitholling [8]. De rechterklep heeft binnenin een stevige, driehoekige cardinale tand met daarachter een diepe insnijding [3]. Beide kleppen hebben aan de buitenzijde een witgele kleur met vaak grijs/blauwe vlekken. De volledige schelp is daarbovenop bedekt met een dik periostracum. De umbo is glad en ligt naar voren [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Potamocorbula amurensis* (Schrenck, 1862). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=397175 (2024-10-18).

[2] Kattenwinkel, L. (2019). Brakwatercorbula in de Westerschelde: *Potamocorbula amurensis* (Schrenck, 1861) een nieuwe exoot. 't Heelblaadje 36(2): 20-23 [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316945]

[3] Dumoulin, E.; Langeraert, W. (2020). De Brakwaterkorfschelp *Potamocorbula amurensis* (Schrenck, 1861) (Bivalvia, Myida, Corbulidae), een nieuwkomer in het Schelde-estuarium; of het begin van een lang verhaal. De Strandvlo 40(4): 113-172 [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=332308]

[4] Cohen, A.N. (2011). The exotics guide: non-native marine species of the North American Pacific coast. Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. Revised September 2011. Available from: http://www.exoticsguide.org

[5] Okutani, T. (Ed.) (2000). Marine mollusks in Japan. University of Tokyo Press: Tokyo. ISBN 4-486-01406-5. 1173 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=70562]

[6] Zhongyan, Q. (Ed.) (2004). Seashells of China. China Ocean Press: Beijing. ISBN 7-5027-6170-5. 418, 193 plates pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=70561]

[7] Kattenwinkel, A.H. (2019). Eerste waarneming van de Brakwatercorbula *Potamocorbula amurensis* (Schrenk, 1861) in Europa. Spirula 419: 33-36. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393434]

[8] Gmelig Meyling, A. (2021). Brakwaterkorfschelp in opmars. Kijk op Exoten 9(3): 2-3 [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354287]

[9] Thompson, J.K.; Parchaso, F. (2010). *Corbula amurensis* Conceptual Model. U.S. Geological Survey: Washington, DC. 39 pp. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354288]

[10] Nicolini, M.H.; Penry, D.L. (2000). Spawning, fertilization, and larval development of *Potamocorbula amurensis* (Mollusca: Bivalvia) from San Francisco Bay, California1. Pac. Sci. 54(4): 377-388. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354290]

[11] Carlton, J.T.; Thompson, J.K.; Schemel, L.E.; Nichols, F.H. (1990). Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorhula amurensis*. I. Introduction and dispersal. Mar. Ecol. Prog. Ser. 66: 81-94. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381343]

[12] Cohen, A.N.; Carlton, J.T. (1995). Nonindigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. NOAA: USA. 251 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=117462]

[13] Greene, V.E.; Sullivan, L.J.; Thompson, J.K.; Kimmerer, W.J. (2011). Grazing impact of the invasive clam *Corbula amurensis* on the microplankton assemblage of the northern San Francisco Estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 431: 183-193. https://dx.doi.org/10.3354/meps09099 [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=354289]

[14] Bax, N.; Williamson, A.; Aguero, M.; Gonzalez, E.R.; Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. Mar. Policy 27(4): 313-323. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=207966]

[15] Sommer, T.; Armor, C.; Baxter, R.; Breuer, R.; Brown, L.; Chotkowski, M.; Culberson, S.; Feyrer, F.; Gingras, M.; Herbold, B.; Kimmerer, W.; Mueller-Solger, A.; Nobriga, M.; Souza, K. (2007). The collapse of pelagic fishes in the Upper San Francisco estuary. Fisheries 32(6): 270-277. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381344]

[16] Dumoulin, E. (2024). Persoonlijke mededeling.

Potamopyrgus antipodarum

Jenkins' waterhoren

© Tim Worsfold

Lector
Thierry Backeljau

Wetenschappelijke naam
Potamopyrgus antipodarum (J. E. Gray, 1843) [1]

Jenkins' waterhoren *Potamopyrgus antipodarum* komt oorspronkelijk uit **Nieuw-Zeeland**, maar werd omstreeks 1859 naar Europa getransporteerd in **vaten met drinkwater**. Bij het wassen of hervullen van deze vaten moeten de kleine slakjes erin geslopen zijn. In **1927** werden in de Schelde, ter hoogte van Antwerpen, de eerste exemplaren van Jenkins' waterhoren in België aangetroffen. De soort komt voor in zoet- tot (licht)brakwater. Jenkins' waterhoren kan zich snel ongeslachtelijk voortplanten via parthenogenese.

Oorspronkelijke verspreiding

Het natuurlijk leefgebied van Jenkins' waterhoren omvat de zoetwaterhabitats in Nieuw-Zeeland [2,3].

Eerste waarneming in België

Jenkins' waterhoren werd voor het eerst in België waargenomen op 26 maart 1927 in de Schelde, nabij Antwerpen [4].

Verspreiding in België

Naast het feit dat Jenkins' waterhoren bij ons algemeen aan te treffen is in zoetwater [5], o.a. in de grachten en vijvers van het Provinciaal Groendomein Prinsenpark te Retie (Provincie Antwerpen) [6], komt ze eveneens voor in de Zeeschelde [7,8] en sinds 1999 ook in het Kanaal Gent-Terneuzen [9]. Ook op verschillende brakwaterlocaties in de Zwinstreek [10] en de polders [5] wordt deze slak aangetroffen.

Verspreiding in onze buurlanden

Jenkins' waterhoren werd vanuit Nieuw-Zeeland eerst in Australië geïntroduceerd. Vanuit Australië of Tasmanië werd deze slak naar Europa gebracht, waar het voor het eerst waargenomen werd in het Theems-estuarium, in 1859. Deze exoot verspreidde zich van hieruit verder en tegen 1920 had Jenkins' waterhoren gans Groot-Brittannië gekoloniseerd: van de Shetland-Eilanden in het noorden tot de Scilly-Eilanden in het zuiden. De verspreiding in Schotland beperkt zich tot de kustgebieden [11-13].

Rond 1900 bereikte deze exoot het Europese vasteland en is er nu wijdverspreid [11]. Deze slak is voor het eerst in Nederland waargenomen in 1913, in een sloot nabij Amsterdam. Mogelijks was de soort hier reeds eerder aanwezig. Tegenwoordig is het een algemene soort in een groot deel van Nederland [12].

Wijze van introductie

Jenkins' waterhoren kwam vermoedelijk bij ons terecht via de scheepvaart [7], meerbepaald als verstekeling in de drinkwatervaten van schepen uit Nieuw-Zeeland. Zo bereikte deze exoot Australië en Engeland [12], tussen 1850 en 1860 [2, 3]. De soort kwamen waarschijnlijk in het Theems-estuarium terecht na het wassen en uitspoelen van de vaten [11]. Een andere piste is een introductie via ballastwater [14].

Kolonisatie vanuit het Theems-estuarium langsheen de Engelse kust gebeurde aanvankelijk traag, maar eenmaal de zoetwatergebieden werden bereikt versnelde de kolonisatie. Jenkins' waterhoren verspreidde zich aanvankelijk langs grote stromen en kanalen, waarna de kleinere rivieren werden ingenomen [11].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Jenkins' waterhoren kan zich heel snel en het hele jaar door ongeslachtelijk (parthenogenetisch) voortplanten [15]. De reproductiepiek situeert zich tussen april en augustus [10]. Elk legsel kan 20 tot 120 embryo's bevatten en één vrouwtje kan tot wel 230 jongen per jaar voortbrengen [14].

De soort wordt gekenmerkt door een groot aanpassingsvermogen aan uiteenlopende milieuomstandigheden, zoals de stroomsnelheid, de zuurtegraad en de voedselrijkdom van het water [10]. Deze slakjes kunnen gemakkelijk korte droge periodes overleven. Op een natte ondergrond kunnen ze zelfs tot 50 dagen droogte overleven [16] en tolereren ze wisselende temperaturen (0 tot 28 °C, met een maximum tot 43 °C gedurende korte perioden). Verder is het zeer waarschijnlijk dat Jenkins' waterhorens hun schelpmorfologie aanpassen aan de heersende stroomsnelheden [17]. Ook vertonen ze een brede tolerantie naar de ondergrond toe: de slakken werden al gevonden op slib, zand, modder, beton, straatkeien, vegetatie en grind [14].

Het gedrag, en bijgevolg tevens de mate van invasiviteit, kunnen mede worden bepaald door populatie- en mogelijk genotypische (erfelijke) effecten [18].

In zijn natuurlijke habitat heeft Jenkins' waterhoren te maken met verschillende soorten parasieten. In de Noordzee is het aantal parasieten dat Jenkins' waterhoren infecteert beperkt tot één soort (*Sanguinicola* sp., een Trematode). Deze laatste blijkt tevens afkomstig uit het oorsprongsgebied van de Jenkin's waterhoren. De geringere kans tot infectie speelt in het voordeel van de soort en werkt verdere kolonisatie in de hand [19].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Jenkins' waterhoren komt voor in zoet- tot lichtbrak water (0-17,5 psu, optimaal 5 psu), maar kan zoutgehaltes tot 32 psu verdragen [10,12,15,20]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu. In zout water is de soort wel minder actief [15], worden er minder nakomelingen geproduceerd en vertraagt de groei van zowel embryo's, als volwassen dieren [21].

De slakken zijn zeer klein (5 à 6 mm), waardoor ze makkelijk in de veren of aan de poten van watervogels kunnen blijven kleven. Bij het uitzetten van boten of bij het zwemmen kan

de mens de verspreiding eveneens in de hand werken [16]. Dankzij hun harde schelp kan de soort zelfs de passage door het darmstelsel van sommige vogels en vissen overleven [20,22].

Jenkins' waterhoren leeft meestal op of onder stenen en afval [16]. De soort heeft een heel gevarieerd dieet, bestaande uit algen, blauwwieren, kiezelwieren, bepaalde microben en plantaardig en dierlijk afval [14,21].

Jenkins' waterhoren heeft bijna geen natuurlijke vijanden [13]. In Europa wordt de slak geïnfecteerd door één enkele parasitaire worm (*Sanguinicola* sp.). Deze parasiet kan een negatief effect uitoefenen op de groei, de vruchtbaarheid en de overleving van de slak. De larven van de worm infecteren de slak als tussengastheer [20].

Menselijke activiteiten, zoals het verstoren van de stroming in een rivier (bv. door een dam of industriële pollutie), kunnen de verspreiding van deze waterhorens in de hand werken. Na dergelijke verstoring gaan de waterkwaliteit en de biodiversiteit er immers vaak op achteruit. Dergelijke milieus vormen de ideale plek voor kolonisatie van Jenkins' waterhorens [23].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In het begin van de 20e eeuw veroorzaakte deze slak verstoppingen in de zoetwatertoevoer van Londen, maar dit probleem kon toen snel worden opgelost door het plaatsen van filters [11].

Tegenwoordig gedraagt Jenkins' waterhoren zich in bepaalde regio's (niet in België) als een echte invasieve soort [2,16,22,24]. Op sommige plaatsen heeft dit slakje grote populaties uitgebouwd en kan het tot 97% van de biomassa van ongewervelden uitmaken. De densiteit kan oplopen tot 3 à 4 miljoen individuen per m^2. Bij dergelijke densiteiten consumeren deze waterhorens een groot deel van de primaire productie (tot 75%) en treden ze in competitie met andere soorten [21]. Ze kunnen de dynamiek van het ecosysteem en de stikstof- en koolstofcyclus beïnvloeden [24]. Hierdoor oefenen ze tevens een negatief effect uit op de hogere trofische niveaus [16,22]. Zo kunnen ze de vispopulatie negatief beïnvloeden doordat ze andere prooidieren verdrijven. De slakken zijn op hun beurt een arme of zelfs onverteerbare voedselbron voor vissen; vissen met deze slakken in hun maag zijn vaak in slechte conditie [14].

De impact van deze waterhorens op een lokaal ecosysteem wordt bepaald door de populatiegrootte van deze exoot en de mate van overlap in dieet met inheemse soorten. In kleinere aantallen kan Jenkins' waterhoren de secundaire productie verhogen [24]. Competitie zal ook verminderen bij een groot voedselaanbod, waardoor inheemse soorten sneller groeien [25].

Er zijn reeds verschillende manieren bedacht om nieuwe introducties van Jenkins' waterhoren tegen te gaan. Waterrecreanten dienen hun materiaal van het slakje te ontdoen door het uit te drogen, te verhitten, te bevriezen, te wassen of aan een chemische behandeling (kopersulfaat, Formula 409® Disinfectant, Benzethoniumchloride-verbindingen) te onderwerpen [14]. Dit zijn preventieve handelingen, want eens de soort zich vestigt, is ze moeilijk te controleren [16].

Specifieke kenmerken

Een populatie van Jenkins' waterhoren kan volledig bestaan uit vrouwtjes die zich ongeslachtelijk voortplanten of uit een mix van exemplaren die zich geslachtelijk en ongeslachtelijk voortplanten. Er werden ook exemplaren aangetroffen die mannelijke en vrouwelijke voortplantingsorganen bezitten (hermafrodiet) [26]. Bij de vrouwtjes die zich ongeslachtelijk voortplanten (parthenogenese; door het ontwikkelen van onbevruchte eitjes tot volwassen vrouwtjes) zijn de voortplantingsorganen gereduceerd. De embryo's ontwikkelen zich in de broedzak en verlaten hier ook reeds het ei, de dieren zijn dus ovovivipaar [10,15].

De grootte, vorm en versiering van de schelp is zeer variabel. Deze variabiliteit wordt deels verklaard doordat de soort zich via parthenogenese kan voortplanten. Door ongeslachtelijke voortplanting kunnen klonale afstammingslijnen ontstaan, die vele generaties doorlopen zonder (of met geringe) uitwisseling van genetisch materiaal. Door een gebrekkige genetische uitwisseling kunnen verschillende lijnen sneller uit elkaar evolueren en er verschillend gaan uitzien. Bij volwassen dieren is de schelp 3-11 mm groot (typisch 5 à 6 mm) en heeft deze vier tot acht rechtsdraaiende windingen. Het oppervlak van de schelp is glad, gekield of bezet met stekels. De slak kan zijn huisje afsluiten met een dekseltje (het operculum), dit is half doorzichtig, met een kleur die varieert van geel, grijs tot bruin. Het lichaam van de slak is grijs gestippeld, de kop is donker gekleurd [15,21].

Het hormonaal stelsel van voorkieuwige slakken (een groep die men vroeger omschreef als 'Prosobranchia') is behoorlijk uniek voor ongewervelden en vertoont gelijkenissen met dat van gewervelden. Men zou Jenkins' waterhoren in de toekomst als testorganisme willen gebruiken om in het laboratorium de hormoonverstorende effecten van bepaalde chemische stoffen te kunnen meten. In de toekomst kan deze soort een alternatief bieden voor het testen op gewervelde dieren zoals ratten, honden en apen [27].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Potamopyrgus antipodarum* (J. E. Gray, 1843). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=147123 (2024-10-18).

[2] Städler, T.; Frye, M.; Neiman, M.; Lively, C.M. (2005). Mitochondrial haplotypes and the New Zealand origin of clonal European *Potamopyrgus*, an invasive aquatic snail. Mol. Ecol. 14(8): 2465-2473. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206627]

[3] Ponder, W.F. (1988). *Potamopyrgus antipodarum* - a molluscan coloniser of Europe and Australia. J. Moll. Studd. 54(3): 271-285. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206519]

[4] Dupuis, M.P. (1927). Faune malacologique de la Belgique: notes concernant la découverte par le Dr. Giltay de deux espèces de mollusques nouveaux pour la faune belge. Ann. Soc. R. Zool. Bel. 58: 31-38. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=21083]

[5] Adam, W. (1960). Mollusques: I. Mollusques terrestres et dulcicoles. Fauna van België = Faune de Belgique, 2. Institut Royal des Sciences Naturellles de Belgique: Bruxelles. 402, plates A-D pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=16569]

[6] Vercauteren, T.H.; Sablon, R.; Wouters, K. (2006). Exotische ongewervelden in vijvers en grachten van het Provinciaal Groendomein Prinsenpark in Retie: een eerste bilan, in: Nieuwborg, H. et al. Natuurstudie in de provincie Antwerpen: Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANKONA) Jaarboek 2004-2005. Antwerpse Koepel voor Natuurstudie (ANOKA): Antwerpen, Belgium: pp. 27-39. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206260]

[7] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[8] Van Haaren, T.; Soors, J. (2009). *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. Aquat. Invasions 4(4): 703-711. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=203907]

[9] Boets, P.; Lock, K.; Goethals, P.L.M. (2011). Using long-term monitoring to investigate the changes in species composition in the harbour of Ghent (Belgium). Hydrobiologia 663(1): 155-166. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201947]

[10] Dumoulin, E. (1990). De brakwatermollusken van België: autecologie en verspreiding. De Strandvlo 10(2): 26-69. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=18570]

[11] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[12] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[13] Alonso, A.; Castro-Díez, P. (2008). What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? Hydrobiologia 614(1): 107-116. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206637]

[14] Global Invasive Species Database (2018). *Potamopyrgus antipodarum*. http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=449 (2018-08-17).

[15] Winterbourn, M. (1970). The New Zealand species of *Potamopyrgus* (Gastropoda: Hydrobiidae). Malacologia 10(2): 283-321. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206628]

[16] Davidson, T.M.; Brenneis, V.E.F.; de Rivera, C.; Draheim, R.; Gillespie, G.E. (2008). Northern range expansion and coastal occurrences of the New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in the northeast Pacific. Aquat. Invasions 3(3): 349-353. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206632]

[17] Kistner, E.J.; Dybdahl, M.F. (2014). Parallel variation among populations in the shell morphology between sympatric native and invasive aquatic snails. Biol. Invasions 16(12): 2615-2626. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297608]

[18] Levri, E.P.; Clark, T.J. (2015). Behavior in invasive New Zealand mud snails (*Potamopyrgus antipodarum*) is related to source population. Biol. Invasions 17(1): 497-506. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297609]

[19] Gérard, C.; Miura, O.; Lorda, J.; Cribb, T.H.; Nolan, M.J.; Hechinger, R.F. (2016). A native-range source for a persistent trematode parasite of the exotic New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*) in France. Hydrobiologia 785(1): 115-126. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300325]

[20] Gérard, C.; Blanc, A.; Costil, K. (2003). *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca:Hydrobiidae) in continental aquatic gastropod communities: impact of salinity and trematode parasitism. Hydrobiologia 493(1-3): 167-172. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206892]

[21] Crosier, D.; Molloy, D.P. (2006). New Zealand mudsnail - *Potamopyrgus antipodarum*. New York State Museum: New York. 8 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=208965]

[22] Richards, D.C.; Cazier, L.D.; Lester, G.T. (2001). Spatial distribution of three snail species, including the invader *Potamopyrgus antipodarum*, in a freshwater spring. West. N. Am. nat. 61(3): 375-380. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206634]

[23] Spyra, A.; Kubicka, J.; Strzelec, M. (2015). The influence of the disturbed continuity of the river and the invasive species — *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843), Gammarus tigrinus (Sexton, 1939) on benthos fauna: a case study on urban area in the River Ruda (Poland). Environ. Manag. 56(1): 233-244. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297611]

[24] Alonso, A.; Castro-Díez, P. (2012). The exotic aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca): state of the art of a worldwide invasion. Aquat. Sci. 74(3): 375-383. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297607]

[25] Riley, L.A.; Dybdahl, M.F. (2015). The roles of resource availability and competition in mediating growth rates of invasive and native freshwater snails. Freshwat. Biol. 60(7): 1308-1315. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297610]

[26] Wallace, C. (1985). On the distribution of the sexes of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). J. Moll. Stud. 51: 290-296. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206413]

[27] Schmitt, C.; Balaam, J.; Leonards; Brix, R.; Streck, G.; Tuikka, A.; Bervoets, L.; Brack, W.; van Hattum, B.; Meire, P.; de Deckere, E. (2010). Characterizing field sediments from three European river basins with special emphasis on endocrine effects – a recommendation for *Potamopyrgus antipodarum* as test organism. Chemosphere 80(1): 13-19. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=195421]

Rangia cuneata

Brakwaterstrandschelp

© Marco Faasse - www.acteon.nl

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam

Rangia cuneata (G. B. Sowerby I, 1832) [1]

De Brakwaterstrandschelp heeft in zijn oorsprongsgebied verschillende lokale namen. Eén ervan is de '*Louisiana road clam*', verwijzend naar het gebruik van de schelpen ter vervanging van grind voor de bouw van wegen in Louisiana [2]. Daarnaast is het voornamelijk de oogst als voedsel die deze soort, vooral in de Golf van Mexico [3], economisch belangrijk maakt. Andere populaire namen zijn '*littleneck clam*' of '*cocktail clam*'. Hoewel deze benamingen eerder verwijzen naar een groep van schelpdieren die op elkaar lijken [4, 5].

De Brakwaterstrandschelp *Rangia cuneata* komt oorspronkelijk voor in de **Golf van Mexico**. De soort koloniseerde de Atlantische kust van Noord-Amerika en Europa. De eerste Europese melding vond plaats in augustus **2005**, in de haven van Antwerpen. De introductie gebeurde hoogstwaarschijnlijk door transport van larven in het **ballastwater** van schepen. De Brakwaterstrandschelp leeft vooral in estuaria, in brak en bijna zoet water. In havens kan de soort voor overlast zorgen door zich te vestigen in industriële koelwatersystemen.

Oorspronkelijke verspreiding

Van oorsprong komt de Brakwaterstrandschelp voor in de Golf van Mexico. De soort koloniseerde ook de meer noordwaarts gelegen estuaria langs de Noord-Amerikaanse oostkust tot de Hudson Rivier (New York) [6]. Buiten de Golf van Mexico wordt deze soort beschouwd als een uitheemse, invasieve soort: de introductie vond er plaats via transport met ballastwater en niet via natuurlijke verspreiding [7].

Eerste waarneming in België

In augustus 2005 werden voor het eerst kleine individuen van de Brakwaterstrandschelp aangetroffen in de haven van Antwerpen, in een industriële testinstallatie [8]. Deze installatie was opgesteld voor het monitoren van een andere tweekleppige niet-inheemse soort, namelijk de Brakwatermossel *Mytilopsis leucophaeata* [9]. Het is echter zeer waarschijnlijk dat de soort al enkele jaren voor deze eerste waarneming in de Antwerpse haven aanwezig was. In mei 2007 werd in het Verrebroekdok, op Linkeroever, een grote populatie van verschillende leeftijden aangetroffen. De aanwezigheid van exemplaren met een leeftijd van minstens zes jaar, doet vermoeden dat de introductie in de Antwerpse haven dateert van 2001, of misschien zelfs wel 2000, toen dit dok in gebruik werd genomen [10].

Verspreiding in België

Na de eerste melding werden vanaf februari 2006 ook in Antwerpse industriële koelwatersystemen regelmatig adulte populaties van deze soort gesignaleerd. De verschillende vondsten zijn voornamelijk het gevolg van intensieve monitoringstudies [8]. Zo werd de Brakwaterstrandschelp ook recentelijk gedetecteerd tijdens grootschalige inventarisatieacties van de visbestanden in de Gentse haven en het Kanaal Gent-Terneuzen [11,12]. Men vermoedt dat deze exoot nog in andere havens en kanalen voorkomt, maar nog niet werd opgemerkt. Mogelijk was er in het verleden ook verwarring met jonge exemplaren van andere strandschelpen die voorkomen in estuaria, zoals *Mulinia lateralis* [8]. In 2019 werd de soort ook aangetroffen in het kustgebied, de achterhaven van Oostende en in de IJzer te Nieuwpoort [13].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste vondst in 2005 in België was meteen ook de eerste waarneming van deze soort in Europa [8]. Ondertussen heeft de Brakwaterstrandschelp zich ook in onze buurlanden gevestigd. In Nederland werden in 2007 drie exemplaren gevonden in de Zuiderpolder van het Noordzeekanaal [11]. De soort blijkt hier goed te gedijen en vormt er in Zijkanaal C en Zijkanaal F dichtheden tot 200 individuen per m^2 [14]. Ook in het IJ in Amsterdam komt de

soort tegenwoordig algemeen voor [15,16] net zoals op ander locaties in Nederland [17-19]. In Duitsland komen meldingen uit het Kiel Kanaal en uit een natuurgebied in de omgeving van Lübeck [20,21]. De soort werd in 2011 opgemerkt in de Vistula lagune in Polen. Waarschijnlijk is deze strandschelp op deze plaats geïntroduceerd in 2007-2008 door ballastwater van schepen komende uit de Noordzee [7,8,22-25]. De soort heeft zich ook al gevestigd in de Baltische Zee [24,26,27], het Verenigd Koninkrijk [28] en Frankrijk [29-31].

Wijze van introductie

Net zoals dit geval was voor de oostkust van Noord-Amerika, kwam de Brakwaterstrandschelp allicht in de haven van Antwerpen terecht via het transport van larven in ballastwater [7,8]. Om de introductie van niet-inheemse soorten via deze weg te verhinderen, wordt de lozing van ballastwater sinds 2017 via het Ballastwaterverdrag aan strengere normen onderworpen [32].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Brakwaterstrandschelp leeft ondiep ingegraven in de bodem en heeft dus een zand- of modderlaag nodig om zich te kunnen ingraven [33]. De bodem van industriële koelwatersystemen wordt bedekt door een laagje zand of modder, hetgeen de succesvolle vestiging van de soort op deze locaties verklaart [8]. De Brakwaterstrandschelp kan zich makkelijk aanpassen aan wisselende saliniteit (typisch voor estuaria en havengebieden), dankzij een intern mechanisme: ‘osmoregulatie’. Daardoor tolereren volwassen Brakwaterstrandschelpen zoutgehaltes tussen 0 (zoet water) en 33 psu (zeewater), terwijl jonge exemplaren variaties tussen 2 en 22 psu verdragen. Door deze eigenschap kan de exoot plaatsen koloniseren die door weinig andere schelpdieren bewoond worden [34].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

In de havens zijn zowel de watertemperatuur als saliniteit ideaal voor de overleving van de Brakwaterstrandschelp [8]. Niettegenstaande zijn hoge saliniteitstolerantie, gedijt de Brakwaterstrandschelp het best bij zoutgehaltes tussen 5 en 15 psu. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu. Bij hogere zoutgehaltes ondervindt de Brakwaterstrandschelp meer concurrentie met andere organismen die in zoute milieus voorkomen [34,35].

Verder kan de soort ook bij verschillende watertemperaturen overleven. De jonge dieren zijn het gevoeligst en verdragen temperaturen tussen 8 en 32 °C [4]. Reproductie gebeurt het best bij een watertemperatuur hoger dan 15 °C en een saliniteit van 0 tot 15 psu [6,36]. In de Vistula lagune (Polen) trad er massale sterfte op door de lage wintertemperaturen [37].

Brakwaterstrandschelpen zijn bestand tegen anoxische condities, maar kunnen uitdroging niet overleven [38,39]. Ze kunnen zich verticaal bewegen in het sediment en dus zichzelf ingraven [40]. Volwassen exemplaren prefereren een zacht substraat op dieptes van minder dan 6 meter [33,36,41-43]. Larven hebben een grotere kans op sterfte bij een combinatie van: (1) lage saliniteit en hoge temperatuur; of (2) hoge saliniteit en lage temperatuur [23,36].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De introductie van de soort kan zowel positieve als negatieve gevolgen hebben. Aangezien de Brakwaterstrandschelp een filtervoeder is, draagt hij bij hoge dichtheden bij tot een verbeterde waterkwaliteit. Het dier kan mogelijk een voedingsbron vormen voor vissen, vogels en krabben. Wanneer bij een lage waterstand de ondiep ingegraven dieren bereikbaar zijn, dan zijn meeuwen in staat ze op te pikken en ze van grote hoogte te laten vallen op een harde ondergrond tot de schelpen breken [13,29].

Anderzijds kan de soort de omgevingsfactoren beïnvloeden, waardoor andere inheemse soorten hier hinder van ondervinden. Daarnaast kunnen ze parasieten en ziektes introduceren in nieuw gekoloniseerde gebieden [23].

Hoewel de Brakwaterstrandschelp een voorkeur heeft voor zachte substraten in estuaria, kan hij zich ook vestigen in leidingen indien daar een laagje zacht sediment, zoals zand of slib, aanwezig is. Eens gevestigd zal deze tweekleppige de waterstroom beïnvloeden waardoor een ophoping van sediment ontstaat. Dit vergemakkelijkt vervolgens de vestiging van nog meer individuen. Uiteindelijk veroorzaakt dit proces een slechte waterdoorstroming in industriële koelwatersystemen. Preventief kan men de buizen regelmatig reinigen om de vestiging van deze soort te voorkomen [4].

De consumptie van zelf verzamelde Brakwaterstrandschelpen is niet zonder gevaar. Als filtervoeder worden eveneens schadelijke stoffen of microalgen opgenomen. In Europa is de soort niet in de handel verkrijgbaar, maar buiten Europa ondergaan de te koop aangeboden exemplaren daarom een strenge controle op herkomst en kwaliteit [4,5]. Recent hebben wetenschappers ontdekt dat de soort van grote nutritionele waarde is, en daarom zou kunnen gebruikt worden in de kleinschalige aquacultuurindustrie [44].

Specifieke kenmerken

Beide schelphelften zijn dik en hebben een min of meer ovale vorm. De buitenzijde van de schelp varieert in kleur, van licht bruin tot grijsbruin naar bijna zwart. De binnenkant van de schelp is glanzend wit met een blauwgrijze schijn. Verder zijn deze schelpen voorzien van een opvallend uitstekende top of ‘umbo’. Volwassen individuen van de Brakwaterstrandschelp bereiken een grootte van 2,5 tot 6 cm. Het grootste exemplaar ooit gevonden had een lengte van 9,4 cm. Op basis van de gemiddelde lengte is berekend

dat de soort gemiddeld 4 tot 5 jaar wordt. Op dezelfde manier schatte men dat een groot exemplaar van 7,5 cm een leeftijd van 10 jaar moet hebben [4,45].

De Brakwaterstrandschelp graaft zich grotendeels in en voedt zich door kleine voedseldeeltjes uit het water te filteren [4,33]. Larven worden tussen maart en november in twee periodes vrijgelaten in de waterkolom, telkens nadat het zoutgehalte ongeveer 5 tot 10 psu-eenheden stijgt of daalt. Na ongeveer zeven dagen vestigen de larven zich op het substraat, waarna ze zich ingraven [4,36].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Rangia cuneata* (G. B. Sowerby I, 1832). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=156991 (2024-10-18).

[2] Strayzer, D.L. (2006). Alien species in the Hudson River, in: Levinton, J.S. et al. The Hudson river estuary. Cambridge University Press: pp. 296-312. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140414]

[3] Wakida-Kusunoke, A.T.; Mackenzie, C.L. (2004). Rangia and Marsh clams, *Rangia cuneata, R. flexuosa* and *Polymesoda caroliniana*, in Eastern Mexico: Distribution, biology and ecology, and historical fisheries. Mar. Fish. Rev. 66(3): 13-20. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140412]

[4] LaSalle, M.W.; de la Cruz, A.A. (1985). Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Gulf of Mexico): common *Rangia*. Biological report. U.S. Fish and Wildlife Service, 82(11.31). US Department of the Interior. Fish and Wildlife Service: Slidell LA (USA). VI, 19 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=65369]

[5] Maryland Department of the Environment (2008). Facts about. *Rangia* clam. Science Services Administration, Environmental Assessment and Standards Program: Baltimore. 1 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206978]

[6] Hopkins, S.H.; Andrews, J.D. (1970). *Rangia cuneata* on the east coast: thousand mile range extension, or resurgence? Science (Wash.) 167: 868-869. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140159]

[7] Carlton, J. (1992). Introduced marine and estuarine mollusks of North America: an end-of-the-20th-century perspective. J. Shellfish Res. 11(2): 489-505. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=117463]

[8] Verween, A.; Kerckhof, F.; Vincx, M.; Degraer, S. (2006). First European record of the invasive brackish water clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia). Aquat. Invasions 1(4): 198-203. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=107390]

[9] Verween, A.; Vincx, M.; Mees, J.; Degraer, S. (2005). Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeata* larvae in the harbour of Antwerp: implications for ecologically and economically sound biofouling control. Belg. J. Zool. 135(1): 91-93. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=78915]

[10] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[11] Werkgroep Exoten in Nederland (2018). *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Brakwaterstrandschelp). http://www.werkgroepexoten.nl/soortenplus.php?view=0&nummer=311 (2018-11-24).

[12] Bosveld, J.; Kroes, M. (2010). Onderzoek visstand Haven van Gent en het Kanaal Gent-Terneuzen. Tauw: Utrecht. 47 + bijlagen pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206518]

[13] Kerckhof, F. (2019). Persoonlijke mededeling.

[14] Hoek-van Nieuwenhuizen, M.; Kaag, N.H.B.M. (2010). PFOS en dioxinen, dioxine-achtige en indicator PCB's in schelpdierweefsel (*Rangia cuneata*). IMARES Wageningen Report, C003/10. Imares: Wageningen. 23 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206977]

[15] Van Lente, I.; De Bruyne, R.H. (2008). Brakwater-strandschelp *Rangia cuneata*: nieuw voor Nederland; gevonden in het IJ bij Amsterdam! Voelspriet: Nieuws met een slakkengang 7(1): 1. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140421]

[16] Molenbeek, R.G. (2009). Aanvullende vondsten van *Rangia cuneata* in het IJ (Noordzeekanaal). De Kreukel 45(1): 1-6. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206976]

[17] Neckheim, C.M. (2013). Verspreiding van de Brakwaterstrandschelp *Rangia cuneata* (SOWERBY 1831) in Nederland. Spirula 391: 37-38. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316976]

[18] Luijten, L. (2014). De Amerikaanse Brakwaterstrandschelp *Rangia cuneata* nu ook in Groningen. Spirula 399: 121-124. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316978]

[19] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Gittenberger, E. (2015). *Rangia cuneata* (Bivalvia, Mactridae) expanding its range in The Netherlands. Basteria 78(4-6): 58-62. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316977]

[20] Bock, G.; Lieberum, C.; Schütt, R.; Wiese, V. (2015). Erstfund der Brackwassermuschel *Rangia cuneata* in Deutschland (Bivalvia: Mactridae). Schr. Malakozool. 26: 13-16. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316979]

[21] Wiese, L.; Niehaus, O.; Faass, B.; Wiese, V. (2016). Ein weiteres Vorkommen von *Rangia cuneata* in Deutschland (Bivalvia: Mactridae). Schr. Malakozool. 29: 53-60. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316980]

[22] Warzocha, J.; Drgas, A. (2013). The alien gulf wedge clam (*Rangia cuneata* G. B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia: Mactridae) in the Polish part of the Vistula lagoon (se. Baltic). Folia Malacologica 21(4): 291-292. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297654]

[23] Rudinskaya, L.V.; Gusev, A.A. (2013). Invasion of the North American Wedge Clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Bivalvia: Mactridae) in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. Russ. J. Biol. Invasions 3(3): 220-229. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297655]

[24] Janas, U.; Kendzierska, H.; Dabrowska, A.H.; Dziubinska, A. (2014). Non-indigenous bivalve – the Atlantic rangia *Rangia cuneata* – in the Wisła Śmiała River (coastal waters of the Gulf of Gdańsk, the southern Baltic Sea). Oceanological and Hydrobiological Studies 43(4): 427-430. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297656]

[25] Pfitzenmeyer, H.T.; Drobeck, K.G. (1964). The occurrence of brackish water clam, *Rangia cuneata*, in the Potomac River, Maryland. Chesapeake Sci. 5(4): 209-215. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303201]

[26] Warzocha, J.; Szymanek, L.; Witalis, B.; Wodzinowski, T. (2016). The first report on the establishment and spread of the alien clam *Rangia cuneata* (Mactridae) in the Polish part of the Vistula Lagoon (southern Baltic). Oceanologia 58(1): 54-58. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303203]

[27] Solovjova, S.; Samuiloviene, A.; Srebaliene, G.; Minchin, D.; Olenin, S. (2019). Limited success of the non-indigenous bivalve clam *Rangia cuneata* in the Lithuanian coastal waters of the Baltic Sea and the Curonian Lagoon. Oceanologia 61(3): 341-349. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316973]

[28] Willing, M.J. (2015). Two invasive bivalves, *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) and *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) living in freshwater in Lincolnshire, Eastern England. J. Conch., Lond. 42(2): 189-192. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303205]

[29] Kerckhof, F.; Devleeschouwer, M.; Hamers, N. (2017). De Amerikaanse Brakwaterstrandschelp *Rangia cuneata* (G. B. Sowerby, 1832), aangetroffen in Frankrijk. De Strandvlo 37(4): 141-144. [http://www.vliz.be/en/imis?refid=292657]

[30] Goulletquer, P. (2016). Guide des organismes exotiques marins. Littoral Atlantique et littoral méditerranéen. Collection: Références nature: Paris. ISBN 978-2701190204. 304 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=316984]

[31] Dewarumez, J.-M.; Gevaert, F.; Massé, C.; Foveau, A.; Grulois, D. (2011). Les espèces marines animales et végétales introduites dans le bassin Artois -Picardie. UMR CNRS 8187 LOG et Agence de l'Eau Artois-Picardie: Douai. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=212418]

[32] Verleye, T.J.; Pirlet, H.; Mees, J. (2018). Marine Policy - Marine Policy and Legislation 2018. Flanders Marine Institute (VLIZ): Ostend. ISBN 978-94-920436-7-2. 126 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=303561]

[33] Fairbanks, L.D. (1963). Biodemographic studies of the clam *Rangia cuneata* Gray Tulane Stud. Zool. 10(1): 3-47. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140407]

[34] Cooper, R.B. (1981). Salinity tolerance of *Rangia cuneata* (Pelecypoda: Mactridae) in relation to its estuarine environment: a review. Walkerana (Ann Arbor Mich.) 1: 19-31. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101977]

[35] Swingle, H.A.; Bland, D.G. (1974). Distribution of the estuarine clam *Rangia cuneata* Gray in coastal waters of Alabama. Ala. mar. resour. bull. 10: 9-16. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=101895]

[36] Cain, T.D. (1975). Reproduction and recruitment of the brackish water clam *Rangia cuneata* in the James River, Virginia. Fish. Bull. 73(2): 412-430. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=99132]

[37] Gallagher, J.L.; Wells, H.W. (1969). Northern range extension and winter mortality of *Rangia cuneata*. The Nautilus 83(1): 22-25. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303197]

[38] Chen, C.; Awapara, J. (1969). Effect of oxygen on the end-products of glycolysis in *Rangia cuneata*. Comp. Biochem. Physiol. 31(3): 395-401. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303195]

[39] Olsen, I.A. (1976). Reproductive cycles of *Polymesoda caroliniana* (Bosc) and *Rangia cuneata* (Gray) with aspects of desiccation in the adults and fertilization and early larval stages in Polymesoda caroliniana. PhD Thesis. Florida State University. : Tallahassee. 116 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303200]

[40] Sikora, W.B.; Sikora, J.P.; Prior, A.M. (1981). Environmental effects of hydraulic dredging for clam shells in Lake Pontchartrain, Louisiana. Publication No. LSU-CEL-81-18. Coastal Ecology Laboratory, C.f.W.R., Louisiana State University,: Baton Rouge. 140 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303478]

[41] Tarver, J.W. (1972). Occurrence, distribution, and density of *Rangia cuneata* in Lakes Pontchartrain and Maurepas, Louisiana. Technical Bulletin. Louisiana Department of Wildlife and Fisheries, 1. Louisiana Wild Life and Fisheries Commission: Now Orleans. 8 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303202]

[42] Hoese, H.D. (1973). Abundance of the low salinity clam, *Rangia cuneata*, in Southwestern Louisiana. Proceedings of the National Shellfisheries Association 63: 99-106. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303198]

[43] Jordan, R.A.; Sutton, C.E. (1984). Oligohaline benthic invertebrate communities at two Chesapeake Bay power plants. Estuaries 7(3): 192-212. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303199]

[44] Wong, W.H.; Chueng, S.G.; Shin, P.K.S. (2012). Lipid Content and Fatty Acid Composition of the Clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby, 1831) in Upper Barataria Estuarine, Louisiana. Journal of Life Sciences 6(4): 411-417. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297723]

[45] Abbott, R.T. (1974). American Seashells: the marine Mollusca of the Atlantic and Pacific coasts of North America. Second edition. Van Nostrand Reinhold: New York, NY (USA). ISBN 0-442-20228-8. 663 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=16563]

Ruditapes philippinarum

Filipijnse tapijtschelp

© Aäron Fabrice (CC BY-NC-SA 4.0)

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Ruditapes philippinarum (A. Adams & Reeve, 1850) [1]

De Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes phillippinarum* komt van nature voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan** en werd omwille van zijn commerciële waarde in de jaren 1970-1980 **intentioneel geïntroduceerd** op verschillende locaties in Europa voor **aquacultuurdoeleinden**. Pas in **2014** werd het voorkomen op Belgisch grondgebied bevestigd. Het grote aanpassingsvermogen, de hoge vruchtbaarheid en het langdurig planktonisch larvestadium maken dat deze tweekleppige zich snel verder kan verspreiden en vestigen in nieuwe regio's. De mate waarin de Filipijnse tapijtschelp inheemse soorten verdringt door competitie voor ruimte en voedsel is regio-afhankelijk. Hoge concentraties van deze schelp hebben op bepaalde locaties geleid tot de ontwikkeling van nieuwe vormen van visserij gericht op het oogsten van deze tweekleppige.

Oorspronkelijke verspreiding

De Filipijnse tapijtschelp komt van nature voor in de noordwestelijke Stille Oceaan nabij Japan, China en de Filipijnen [2].

Eerste waarneming in België

Op 4 juli 2014 werden ter hoogte van de buitendijk van de voorhaven van Zeebrugge één levend exemplaar en een dertigtal verse doubletten van de Filipijnse tapijtschelp aangetroffen tussen de stenen en rifvormende Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas*. Op basis van de groeiringen op de lege doubletten kon geoordeeld worden dat het oudste exemplaar waarschijnlijk reeds drie jaar oud was, wat betekent dat de soort zich allicht reeds in 2011 op deze locatie zou kunnen gevestigd hebben [3]. Daarnaast werd in 2013 al een aantal keren melding gemaakt van verse doubletten op de stranden van de Westkust, al kon toen niet met zekerheid geconcludeerd worden of de schelpen aangespoeld waren of weggeworpen etensresten betroffen [3].

De soort werd sinds 1980 een paar keer in de Oostendse Spuikom uitgezet voor kweek- en onderzoeksdoeleinden [3,4], hetgeen vooralsnog niet leidde tot een wijdverspreid voorkomen van de Aziatische tapijtschelp in de Spuikom [3]. In de voorbije 10 jaar werd uit de Spuikom een viertal keer een levend exemplaar gerapporteerd [5].

Verspreiding in België

Een jaar na de eerste vondst van een levend exemplaar te Zeebrugge werden meerdere levende exemplaren aangetroffen op het strand van Oostende (2015) [6]. De laatste jaren wordt de Filipijnse tapijtschelp regelmatig aangetroffen langsheen de volledige Belgische kuststrook. Niettegenstaande er sporadisch levende exemplaren worden aangetroffen betreffen het in de meerderheid van de gevallen schelpresten of doubletten [5].

Verspreiding in onze buurlanden

In 1972 en 1975 werd de Filipijnse tapijtschelp opzettelijk geïntroduceerd in de Baai van Arcachon (Frankrijk) voor aquacultuurdoeleinden [7]. Nadien werden ze eveneens ingevoerd in verschillende baaien en estuaria in Spanje (1980) [8-11], Italië (1983) [12-14], het Verenigd Koninkrijk (1984-2010) [15] en Portugal (eind jaren 1980) [8]. Kort na de opzettelijke introductie in Poole Harbour (Zuid-Engeland) in 1988 [16,17] bleek de soort al wijdverspreid voor te komen in de regio [16,18,19] wat een nieuw type commerciële visserij op gang zette, gericht op de Filipijnse tapijtschelp [16,20]. In 2010 bleken minstens 11 estuaria in Zuid-Engeland gevestigde populaties van deze schelp te herbergen, inclusief estuaria die in het verleden geen officieel vergunde introducties hebben gekend [15].

In 2008 werd voor de eerste maal een levend exemplaar van de Filipijnse tapijtschelp waargenomen in Nederland, in de Oosterschelde [21]. Nadien verspreidde de soort zich snel over de gehele Oosterschelde en het Veerse Meer [22]. In 2011 en 2012 werden recente exemplaren met vleesresten aangetroffen in de Westerschelde ter hoogte van Kaloot (Borssele) [23]. De voorbije jaren heeft de soort zich eveneens weten te vestigen in de Waddenzee [24].

Wijze van introductie

Gezien het economisch belang van de soort werd de Filipijnse tapijtschelp wereldwijd op tal van locaties opzettelijk geïntroduceerd voor aquacultuurdoeleinden, ook in Europa [7]. Daarnaast vonden ook niet-intentionele introducties plaats [3], zoals in de Nederlandse Oosterschelde, waarbij de schelpen werden meegevoerd met mosselen die in de periode 2005-2007 o.a. werden geïmporteerd uit de omgeving van Poole Harbour in Zuid-Engeland [21,25], een locatie waar de Filipijnse tapijtschelp reeds twee decennia eerder werd geïntroduceerd [16,17].

Het voorkomen in België is vermoedelijk een gevolg van een secundaire introductie. Zo kunnen larven van Franse of Nederlandse populaties meeliften op de zeestromingen en zo België bereiken. Een andere piste voor secundair transport is het transport in ballastwater van schepen of het meegevoerd worden in sediment van baggerschepen die in diverse West-Europese havens opereren [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Filipijnse tapijtschelp vertoont een groot aanpassingsvermogen en tolereert sterke variaties in omgevingsparameters zoals temperatuur (0-35°C), saliniteit (optimaal tussen 24-35 psu) en opgeloste zuurstof [24,26]. Net zoals bij de Japanse oester *Crassostrea/ Magallana gigas* ging men er in het verleden ook bij deze schelp verkeerdelijk van uit dat de lage watertemperatuur in de winter ter hoogte van de Atlantische en Noordzeekust een succesvolle voortplanting zou verhinderen [3,16]. De voorplanting gebeurt meestal tussen 14 en 26°C (optimum 20-22 °C), en dit één of twee keer per jaar [24,26].

De Filipijnse tapijtschelp leeft ondiep ingegraven in de bodem, van het getijdengebied tot ondiep water, maar ligt ook soms gewoon los op de bodem [3]. Gewoonlijk is de schelp slechts 2 tot 4 cm diep ingegraven in zandige tot modderige bodems [27,28]. Soms hecht de schelp zich ook vast met behulp van byssusdraden aan stenen of schelpen (oesters, mossels) [29].

De soort lijkt zowel in zijn natuurlijke verspreidingsgebied als in de gekoloniseerde regio's een voorkeur te hebben voor beschutte plekken met weinig golfslag en relatief helder water [18], al tonen de voorkomens langsheen de Belgische kust (bv. buitendijk van de haven van Zeebrugge) aan dat het voorkomen van de soort zich niet enkel en alleen tot beschutte locaties beperkt [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Filipijnse tapijtschelp kent een langdurig larvaal planktonisch stadium dat tot 40 dagen duurt [30], waardoor juvenielen zich over grote afstand verder kunnen verspreiden door mee te liften op de zeestromingen [3]. Het grote aanpassingsvermogen in combinatie met de hoge vruchtbaarheid en het langdurig planktonisch larvestadium maken dat deze soort zich snel verder kan verspreiden en vestigen in nieuwe regio's.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Geïntroduceerde Filipijnse tapijtschelpen zijn in staat snel te verwilderen. De soort vertoont in bepaalde regio's een invasief karakter [3], mede veroorzaakt door de hoge vruchtbaarheid en een langdurig pelagisch larvestadium [26]. De schelpen concurreren om voedsel en plaats met andere tweekleppigen met een vergelijkbare biologie [26]. Onder andere langs de Frans Atlantische en Normandische kust komen verwilderde populaties voor die de inheemse tapijtschelpen (o.a. *Ruditapes decussatus*, *Venerupis corrugata*) hebben verdrongen [3]. De Filipijnse tapijtschelp kan eveneens de planktongemeenschap beïnvloeden, al wordt dit effect enkel verwacht bij dichtheden boven de 2.000-2.500 individuen per m², wat vrijwel enkel in aquaculturen voorkomt [18].

In Zuid-Engeland wordt de schelp niet als aggresief invasief beschouwd daar de soort in deze regio geen significant risico lijkt te vormen voor de inheemse soortendiversiteit en het ecosysteemfunctioneren [15]. Het voorkomen van hoge densiteiten van Filipijnse tapijtschelpen heeft er wel geleid tot de ontwikkeling van nieuwe vormen van visserij gericht op het oogsten van deze tweekleppige [16,20], wat ook in o.a. Portugal het geval is [31].

Specifieke kenmerken

De schelp van de Filippijnse tapijtschelp is ovaal-rechthoekig en meet maximaal 75 bij 35 mm, maar is meestal kleiner [29]. De top ligt ver uit het midden. De schelp vertoont gelijkenissen met de inheemse tapijtschelp *Venerupsis corrugata*, al heeft ze een duidelijk maantje (lunula) en een karakteristieke ruwe oppervlaktestructuur die bestaat uit elkaar kruisende overlangse ribben en concentrische groeven, die samen een opvallende traliewerksculptuur vormen [3,23,29]. Daarnaast valt de soort niet altijd eenvoudig te onderscheiden met elders in Europa voorkomende tapijtschelpsoorten, zoals de Geruite

tapijtschelp *Ruditapes decussatus* [3]. De Geruite tapijtschelp heeft een meer langwerpige en hoekige schelp, terwijl de Filippijnse variant over het algemeen wat ronder, minder hoekig en kleuriger is [29].

De buitenzijde van de schelp is geelwit, geelbruin of bruin en vertoont dikwijls opvallende kleurpatronen, zoals fraaie zigzag- en uitbundige vlekkenpatronen. Ook de binnenzijde van de schelp kan sterk gekleurd zijn (lila, donkerpaars of okergeel). De schelp heeft een stevige uitwendige slotband [23,29].

De Filipijnse tapijtschelp is een efficiënte filtervoeder [32,33] en voedt zich ondermeer met fytoplankton, cyanobacteriën en klein organisch materiaal [28].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ruditapes philippinarum* (A. Adams & Reeve, 1850). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=231750 (2024-10-18).

[2] Ponurovsky, S.K.; Yakovlev, Y.M. (1992). The reproductive biology of the Japanese Littleneck, *Tapes philippinarum* (A. Adams and Reeve, 1850) (Bivalvia: Veneridae). J. Shellfish Res. 11(2): 265-277. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=289112]

[3] Kerckhof, F. (2014). Een populatie van de Aziatische tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in de Zeebrugse haven. De Strandvlo 34(2): 57-61. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=240737]

[4] Claus, C.; Maeckelberghe, H.; De Pauw, N. (1983). Onshore nursery rearing of bivalve molluscs in Belgium. Aquacult. Eng. 2: 13-26. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=3369]

[5] waarnemingen.be. *Ruditapes philippinarum* (A. Adams & Reeve, 1850). https://waarnemingen.be/species/235068/ (2024-10-02)

[6] Kerckhof, F. (2016). Nieuwe natuur: de bivalven fauna van het Klein Strand in Oostende en een tweede populatie van de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum*. De Strandvlo 36(1): 6-11. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=255285]

[7] Flassch, J.P.; Leborgne, Y. (1992). Introduction in Europe, from 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (*Tapes philippinarum*) and the effects on aquaculture production and natural settlement. ICES Mar. Sci. Symp. 194: 92-96. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=297761]

[8] Cigarria, J.; Fernández, J.M. (2000). Management of Manila clam beds: I. Influence of seed size, type of substratum and protection on initial mortality. Aquaculture 182(1-2): 173-182. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396030]

[9] Campos, C.J.A.; Cachola, R.A. (2006). The introduction of the Japanese carpet shell in coastal lagoon systems of the Algarve (south Portugal): a food safety concern. Internet Journal of Food Safety 8: 1-2. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396032]

[10] Hurtado, N.S.; Pérez-García, C.; Móran, P.; Pasantes, J.J. (2011). Genetic and cytological evidence of hybridization between native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) in NW Spain. Aquaculture 311(1-4): 123-128. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396035]

[11] Juanes, J.A.; Bidegain, G.; Echavarri-Erasun, B.; Puente, A.; García, A.; García, A.; Bárcena, J.F.; Álvarez, C.; García-Castillo, G. (2012). Differential distribution pattern of native Ruditapes decussatus and introduced *Ruditapes philippinarum* clam populations in the Bay of Santander (Gulf of Biscay): Considerations for fisheries management. Ocean Coast. Manag. 69: 316-326. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396043]

[12] Breber, P. (2002). Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam, *Tapes philippinarum*, to Italian waters, in: Leppäkoski, E. et al. (Ed.) Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management. pp. 120-126. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=40592]

[13] Sladonja, B.; Bettoso, N.; Zentilin, A.; Tamberlich, F.; Acquavita, A. (2011). Manila clam (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve, 1852) in the Lagoon of Marano and Grado (Northern Adriatic Sea, Italy): Socio-economic and environmental pathway of a shell farm, in: Sladonja, B. (Ed.) Aquaculture and the environment - a shared destiny. pp. 51-78. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396053]

[14] Mura, L.; Cossu, P.; Cannas, A.; Scarpa, F.; Sanna, D.; Dedola, G.L.; Floris, R.; Lai, T.; Cristo, B.; Curini-Galletti, M.; Fois, N.; Casu, M. (2012). Genetic variability in the Sardinian population of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. Biochem. Syst. Ecol. 41: 74-82. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396057]

[15] Humphreys, J.; Harris, M.R.C.; Herbert, R.J.H.; Farrell, P.; Cragg, S.M. (2015). Introduction, dispersal and naturalization of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in British estuaries, 1980–2010. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 95(6): 1163-1172. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=287870]

[16] Jensen, A.C.; Humphreys, J.; Caldow, R.W.G.; Grisley, C.; Dyrynda, E.A. (2004). Naturalization of the Manila clam (*Tapes philippinarum*), an alien species, and establishment of a clam fishery within Poole Harbour, Dorset. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84(5): 1069-1073. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=67886]

[17] Utting, S.D.; Spencer, B.E. (1992). Introductions of marine bivalve molluscs into the United Kingdom for commercial culture - case histories, in: Sindermann, C. et al. Introductions and Transfers of Aquatic Species. Selected papers from a Symposium held in Halifax, Nova Scotia 12-13 June 1990. ICES Marine Science Symposia, 194: pp. 84-91. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396058]

[18] Humphreys, J.; Caldow, R.W.G.; McGrorty, S.; West, A.D.; Jensen, A.C. (2007). Population dynamics of naturalised Manila clams *Ruditapes philippinarum* in British coastal waters. Mar. Biol. (Berl.) 151(6): 2255-2270. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=140607]

[19] Jensen, A.; Humphreys, J.; Caldow, R.; Cesar, C. (2005). The Manila clam in Poole Harbour, in: Humphreys, J. et al. The ecology of Poole Harbour. Proceedings in Marine Science, 7: pp. 163-173. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396060]

[20] Morgan, C.J. (2000). The ecology and fishery of the Manila clam *Tapes philippinarum* in Poole Harbour. Shellfish News 10: 10-11. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=4913]

[21] Faasse, M.; Ligthart, M. (2008). De exotische tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) vestigt zich in Nederland. Het Zeepaard 68(6): 175-179. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=128489]

[22] van Bragt, P.H. (2013). Filippijnse tapijtschelp definitief gevestigd op onze kust. Nature Today 1 September: online. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396061]

[23] Goetheer, B. (2012). Heeft de Filippijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (Adam & Reeve, 1850) zich in de Westerschelde gevestigd? Spirula 387: 107. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=289113]

[24] Reise, K., Wegner, K.M., Borcherding, R., Brand, S., Buschbaum, C., Waser, A.M. (2024). Manila clams *Ruditapes philippinarum* spreading north and establishing in the European Wadden Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Volume 309, 1 December 2024, 108940.

[25] Wijsman, J.W.M.; Smaal, A.C. (2006). Risk analysis of mussels transfer. IMARES Wageningen Report, C044/06. Wageningen IMARES: Ijmuiden. 103 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=244138]

[26] Nederlands Soortenregister. Overzicht van de Nederlandse biodiversiteit. Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum*. https://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=174600 (2024-10-02)

[27] Uddin, M.J.; Jeung, H.-D.; Yang, H.S.; Kim, B.-K.; Ju, S.-J.; Choi, K.-S. (2013). Quantitative assessment of reproductive effort of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in a lagoon on Jeju Island (Korea) using enzyme-linked immunosorbent assay. Invertebr. Reprod. Dev. 57(4): 316-324. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396062]

[28] Nakamura, Y. (2001). Filtration rates of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*: dependence on prey items including bacteria and picocyanobacteria. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 266(2): 181-192. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396063]

[29] ANEMOON. *Ruditapes philippinarum* (A. Adams & Reeve, 1850). https://www.anemoon.org/beheer/website/bewaar/soorten/id/258/filipijnse-tapijtschelp (2024-10-02)

[30] Solidoro, C.; Melaku Canu, D.; Rossi, R. (2003). Ecological and economic considerations on fishing and rearing of *Tapes phillipinarum* in the lagoon of Venice. Ecol. Model. 170(2-3): 303-318. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=297772]

[31] Coelho, P.; Carvalho, F.; Goulding, T.; Chainho, P.; Guerreiro, J. (2021). Management models of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) fisheries in invaded European coastal systems. Front. Mar. Sci. 8: 685307. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396064]

[32] Magni, P.; Montani, S.; Takada, C.; Tsutsumi, H. (2000). Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan. Mar. Ecol. Prog. Ser. 198: 139-155. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=65042]

[33] Harris, M.R. (2016). A study of the naturalisation and dispersal of a non-native bivalve, the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve 1850) in estuaries along the South coast of England. PhD Thesis. University of Portsmouth: Portsmouth. 262 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=396067]

Urosalpinx cinerea

Amerikaanse oesterboorder

Lector
Thomas Kerkhove

© Roberta Miller - Fisheries and Oceans Canada (CC BY-NC-SA 4.0)

Wetenschappelijke naam
Urosalpinx cinerea (Say, 1822) [1]

De Amerikaanse oesterboorder *Urosalpinx cinerea* komt van nature voor langs de **oostkust van Noord-Amerika**. De soort, die een echte plaag vormt voor de schelpdiercultuur, werd vermoedelijk een eeuw geleden in Europea geïntroduceerd via de **import van oesters**. **In België** werd deze oesterboorder **nog niet waargenomen**, maar de soort wordt sinds 2007 wel frequent aangetroffen in de Oosterschelde (Nederland). De soort heeft een voorkeur voor modderige bodems in estuaria. Naast een grote tolerantie voor temperatuur- en saliniteitsvariaties is de soort in staat om op meerdere soorten te prederen, hetgeen bijdraagt tot zijn vestigingspotentieel. In de regio's van voorkomen werden de populaties vroeger sterk gereduceerd door het gebruik van tributyltin (TBT) in anti-aangroeiverf. Na het verbod op deze toxische stof leken de populaties zich te herstellen.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de Amerikaanse oesterboorder is de noordwestelijke Atlantische Oceaan, van de Golf van St. Lawrence tot Zuidoost-Florida [2,3].

Eerste waarneming in België

De Amerikaanse oesterboorder werd momenteel nog niet waargenomen in België.

Verspreiding in België

De Amerikaanse oesterboorder werd momenteel nog niet waargenomen in België.

Verspreiding in onze buurlanden

In Groot-Britannië werd de Amerikaanse oesterboorder voor het eerst waargenomen in 1928 (in Essex), toen nog verkeerdelijk geïdentificeerd, maar het jaar nadien alsnog bevestigd [4,5]. Het is nagenoeg zeker dat de soort reeds meerdere jaren aanwezig was op Britse oesterbedden vooraleer hij effectief werd aangetroffen [6].

In 2007 werden verschillende exemplaren van de Amerikaanse oesterboorder aangetroffen in de Oosterschelde, ter hoogte van de laagwaterlijn bij Gorishoek [7]. De mogelijkheid bestaat dat deze roofslak al vroeger aanwezig was maar niet eerder correct werd gedetermineerd [2,7]. Tot op heden lijkt het voorkomen in Nederland zich te beperken tot de omgeving rond Gorishoek (Oosterschelde) [8].

Tussen 2011 en 2022 werd de soort meermaals geobserveerd langsheen de Frans-Atlantische kust, zowel in de Baai van Biskaje (Baai van Arcachon, Île d'Oléron) alsook ter hoogte van Normandië en het Nauw van Calais [9].

Wijze van introductie

De introducties van de Amerikaanse oesterboorder, zowel primair als secundair, worden in verband gebracht met de import van oesters voor schelpdiercultuur [2,7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Amerikaanse oesterboorder prefereert modderige bodems in estuaria, wat ondermeer het voorkomen in de Oosterschelde (Nederland) verklaart [6]. Daarnaast vindt er in dezelfde regio schelpdierenkweek plaats, wat garanties biedt voor voedsel [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort tolereert temperaturen tussen -1 en 30°C [10,11], maar de temperatuurrange die reproductie toelaat is beperkter, variërend van minimaal 15 à 20 °C tot 30°C [12,13]. Hetzelfde geldt voor de saliniteit, waarbij afhankelijk van de regio een minimaal zoutgehalte van 12 à 16 psu en maximale waarde van 37 psu wordt getolereerd [14], maar een saliniteit van minstens 20 psu is vereist voor reproductie [15]. Hij komt voor in litorale en sublitorale wateren, tot dieptes van 40 m [16].

De soort kent geen vrijzwemmend larvaal stadium, waardoor secundiare verspreiding via natuurlijke zeestromingen onwaarschijnlijk is [2]. In de Oosterschelde is er bijvoorbeeld veel transport van materiaal tussen de percelen wat de verspreiding van de slakken in de hand kan werken [17]. In de regio's van voorkomen werden oesterboorderpopulaties in het verleden sterk gereduceerd door het gebruik van tributyltin (TBT) anti-aangroeiverf in de scheepvaart. Na het verbod op het gebruik van deze toxische stof leken de populaties zich weer te herstellen [2,7].

Het biologisch succes van de soort wordt, naast zijn tolerantie voor temperatuur- en saliniteitsvariaties, deels toegeschreven aan zijn capaciteit om op meerdere soorten te prederen. De prooivoorkeur kan per studiegebied afwijken en omvat vooral mossels, oesters en zeepokken [7,10], maar kunnen ook gastropoden of mosdiertjes inhouden [10,18]. Daarnaast wijst onderzoek op duidelijke seizoenale voedingspatronen, waarbij de voedselinname van de oesterboorder sterk toeneemt bij warmere watertemperaturen. Seizoensgebonden of langetermijnveranderingen in de zeewatertemperatuur als gevolg van de klimaatverandering zouden dan ook een sterke invloed kunnen hebben op de predator-prooi relatie tussen de Amerikaanse oesterboorder en zijn prooi [19].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Amerikaanse oesterboorder is een gekende plaag voor de commerciële oesterindustrie. In de Verenigde Staten en het Verenigd Koninkrijk werd een oester-sterftegraad tussen 33% en 70% vastgesteld [2], met een gemiddelde van 60% [20-23]. Daarnaast kunnen ook wilde schelpdierpopulaties worden geïmpacteerd [24]. Het bestrijden van eenmaal gevestigde populaties blijkt niet succesvol [2]. Zo trachten oesterkwekers om de verspreiding van de Amerikaanse oesterboorder te beheren door middel van het handmatig verwijderen van

volwassen dieren en eicapsules of door gebruik te maken van speciale dreggen met fijne maaswijdtes, maar zelfs de uitroeiing op lokale schaal blijkt moeilijk, waardoor bepaalde oesterbanken geheel worden verlaten [2,6]. Daarnaast gedijt deze oesterboorder vaak goed in zijn nieuw habitat door de afwezigheid van gespecialiseerde predatoren en parasieten [7].

De doeltreffendheid van chemische bestrijdingsmiddelen werd in het verleden onderzocht [25,26], maar bleken weinig effectief daar alle opties resulteerden in ofwel het doden van de oesters, die een gelijkaardige resistentie vertoonden tegen de chemische behandeling als de oesterboorders, of ernstige milieukosten met zich meebrachten [25,27,28]. Het verbieden van de introductie van schelpdieren uit gebieden waar de oesterboorder voorkomt is allicht de beste manier om de introductie van deze soort te voorkomen [11], daar het behandelen van te transporteren schelpdieren ondoeltreffend blijkt [28]. Het spoelen met zoet water blijkt onvoldoende om volwassen exemplaren te elimineren. Dit komt enerzijds door de tolerantie tegen saliniteitsvariaties, en anderzijds door de harde schelp en het operculum die het organisme beschermen tegen ongunstige omstandigheden [28,29]. Zo blijkt het gedurende 24 uur onderdompelen in zoetwater geen effect te hebben op de overleving van de soort. Een studie toont aan dat bij een constante saliniteit van 8 psu 100% mortaliteit van oesterboorders pas werd bereikt na 20 dagen, terwijl dit bij 10 psu slechts 40% bedroeg na 40 dagen [29,30].

Wel worden in de praktijk beheersmaatregelen toegepast. Zo wordt soms omgeschakeld naar aangepaste kweekmethoden ter preventie van predatie, zoals de 'off-bottom'-methode waarbij de jonge oesters worden gekweekt in opgehangen bakken of zakken (weg van de bodem), maar deze brengen een aanzienlijk kostenplaatje met zich mee [27] aangezien er in aangroeigevoelige regio's gericht geïnvesteerd dient te worden in pro-actieve controlemaatregelen van fouling. Indien dit niet gebeurt dreigen de aangroeiorganismen de voedingsstoffen uit het water van de oesters te onttrekken [31]. Indien wordt gekozen voor een arbeidsintensieve manuele beheersing van de populatie aan oesterboorders strekt het de voorkeur om de eitjes van de oesterboorder te verwijderen, daar dit effectiever blijkt dan het verwijderen van volwassen individuen [32], al blijkt zoals hierboven reeds gesteld lokale uitroeiing moeilijk [2,6].

Onderzoek toont aan dat oesters in regio's onderhevig aan predatie van oesterboorders verdedigingsmechanismen ontwikkelen, zoals een reductie in schelpgrootte en het aanmaken van dikkere en hardere schelpen. Dit resulteert in een vertraging van het predatieproces [33].

Specifieke kenmerken

De schelphoogte meet gemiddeld zo'n 25 mm. Grote exemplaren kunnen tot 35 mm groeien [34]. Lokaal kunnen omgevingscondities resulteren in nog grotere exemplaren tot uitzonderlijk 60 mm. Vrouwelijke exemplaren zijn doorgaans groter dan de mannetjes [6]. De schelp telt 5 tot 6 windingen met 9 à 12 axiale ribben [34].

De Amerikaanse oesterboorder beschikt over chemoreceptieve mechanismen die reageren op effluenten (afvalstoffen) van hun potentiële prooi [18,35]. Ze voeden zich in hoofdzaak met schelpdiervlees door een gaatje in de schelp te boren met de radula, vervolgens wordt er een stof in de schelp geïnjecteerd waardoor de sluitspier van de prooi verslapt en het vlees kan worden geconsumeerd. Het boren duurt 1 tot 14 dagen in oesters van resp 2,5 en 5 cm. De predatie snelheid hangt dus sterk af van de grootte van de prooi, met een gemiddelde van één prooi per slak per week [2,36]. Maar door te focussen op kleinere oesters [19] kan een enkele oesterboorder tot wel 200 oesters per jaar consumeren [14].

De voortplanting vindt plaats in de lente en zomer wanneer de watertemperatuur stijgt. Na bevruchting deponeert het vrouwtje 20 à 40 doorschijnende capsules met elk 5 tot 12 eieren op een geschikt substraat [27]. Na ongeveer 6 à 8 weken komen de goed ontwikkelde maar zeer kleine juvenielen uit de eieren en voeden zich met verschillende schelpdiersoorten en soms ook met mosdiertjes. Dit gevarieerde dieet vermindert de intra-specifieke concurrentie om voedsel [10]. Seksuele volwassenheid wordt bereikt na 1 à 2 jaar en individuen kunnen tot 8 jaar oud worden [20,27,37].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Urosalpinx cinerea* (Say, 1822). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=140429 (2024-10-18).

[2] Smaal, A.C.; Kamermans, P.; Strietman, W.J. (2016). Kennis- en onderzoeksagenda voor de Nederlandse oestersector. IMARES Wageningen Report, C057/16. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 32 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381426]

[3] Galtsoff, P.S.; Prytherch, H.F.; Engle, J.B. (1937). Natural history and methods of controlling the common oyster drills (*Urosalpinx cinerea* Say and *Eupleura caudata* Say). Fishery Circular. U.S. Department of Commerce, Bureau of Fisheries, 25. U.S. Government Printing Office: United States. 24 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391056]

[4] Orton, J.H. (1927). The habits and economic importance of the rough whelk-tingle (*Murex erinaceus*). Nature (Lond.) 120(3027): 653-654. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381346]

[5] Orton, J.H.; Winckworth, R. (1928). The occurrence of the American oyster pest *Urosalpinx cinerea* (Say) on English oyster beds. Nature (Lond.) 122(3068): 241-241. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381347]

[6] Cole, H.A. (1942). The American whelk tingle, *Urosalpinx cinerea* (Say), on British oyster beds. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 25(3): 477-508. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381425]

[7] Faasse, M.; Ligthart, M. (2007). The American oyster drill, *Urosalpinx cinerea* (Say, 1822), introduced to The Netherlands - increased risks after ban on TBT? Aquat. Invasions 2(4): 402-406. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=120471]

[8] Oonk, B., Straver, M. (2020). In 16 jaar verrassend veel nieuwe schelpdieren in Nederlandse Noordzee. Stichting Anemoon. Nature Today. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=26732

[9] GBIF (2024). *Urosalpinx cinerea* (Say, 1822). https://www.gbif.org/species/2304415 (2024-01-25)

[10] Franz, D.R. (1971). Population age structure, growth and longevity of the marine gastropod *Urosalpinx cinerea* Say. Biol. Bull. 140(1): 63-72. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381348]

[11] Hanks, J.E. (1957). The rate of feeding of the common oyster drill, *Urosalpinx cinerea* (Say), at controlled water temperatures. Biol. Bull. 112(3): 330-335. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381349]

[12] Wijsman, J.W.M.; De Mesel, I. (2009). Duurzame schelpdiertransporten. IMARES Wageningen Report, C067/09. Imares: Wageningen. 111 pp. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=207323]

[13] Ganaros, A.E. (1958). On development of early stages of *Urosalpinx cinerea* (Say) at constant temperatures and their tolerance to low temperatures. Biol. Bull. 114(2): 188-195. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381350]

[14] Federighi, H. (1931). Salinity death-points of the oyster drill snail, *Urosalpinx cinerea* Say. Ecology 12(2): 346-353. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381327]

[15] Manzi, J.J. (1970). The combined effects of salinity and temperature on the feeding, reproductive and survival rates of *Eupleura caudata* (Say) and *Urosalpinx cinerea* (Say) (Prosobranchia: Muricidae). Proceedings of the National Shellfisheries Association 60: 7. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=37437]

[16] De Bruyne, R.; van Leeuwen, S.; Gmelig Meyling, A.; Daan, R. (Ed.) (2013). Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied: ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca). Tirion Natuur/Stichting Anemoon: Utrecht en Lisse. ISBN 978-90-5210-821-6. 414 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=234608]

[17] Wijsman, J.W.M.; van den Ende, D. (2015). Risicobeeld oestertransporten in relatie tot mariene invasieve exoten. IMARES Wageningen Report, C066/15. IMARES Wageningen: IJmuiden. 38 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381421]

[18] Williams, L.G.; Rittschof, D.; Brown, B.; Carriker, M.R. (1983). Chemotaxis of oyster drills *Urosalpinx cinerea* to competing prey odors. Biol. Bull. 164(3): 536-548. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381351]

[19] Lord, J.; Whitlatch, R. (2013). Impact of temperature and prey shell thickness on feeding of the oyster drill *Urosalpinx cinerea* Say. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 448: 321-326. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381247]

[20] Williams, B. (2002) "*Urosalpinx cinerea*" (On-line), Animal Diversity Web. https://animaldiversity.org/site/accounts/information/Urosalpinx_cinerea.html (2024-01-24)

[21] Buchsbaum, R. (1987). Animals without backbones: An introduction to the invertebrates. Third edition. The University of Chicago Press: Chicago. ISBN 0-226-07874-4. 572 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=8885]

[22] Gosner, K.L. (1979). Atlantic seashore: a field guide to sponges, jellyfish, sea urchins, and more. [S.n.]: [s.l.]. ISBN 061800209X. 192 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=297087]

[23] Nichols, D.; Cooke, J.A.L. (1971). The Oxford book of invertebrates. Protozoa, sponges, coelenterates, worms, molluscs, echinoderms, and arthropods (other than insects). Oxford University Press: Oxford. ISBN 978-0199100088. 218 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391049]

[24] Buhle, E.R.; Ruesink, J.L. (2009). Impacts of invasive oyster drills on Olympia oyster (*Ostrea lurida* Carpenter 1864) recovery in Willapa Bay, Washington, United States. J. Shellfish Res. 28(1): 87-96. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381246]

[25] Locke, A. (2009). Rapid response to non-indigenous species. 1. Goals and history of rapid response in the marine environment. Aquat. Invasions 4(1): 237-247. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381245]

[26] McEnnulty, F.R., Bax, N.J., Schaffelke, B., Campbell, M.L. (2000). A literature review of rapid response options for the control of ABWMAC listed species and related taxa in Australia, CSIRO Marine Research, Hobart, Tasmania 7001 Australia.

[27] Fey, F.; Van den Brink, A.M.; Wijsman, J.W.M.; Bos, O.G. (2010). Risk assessment on the possible introduction of three predatory snails (*Ocinebrellus inornatus, Urosalpinx cinerea, Rapana venosa*) in the Dutch Wadden Sea. IMARES Wageningen Report, C032/10. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 88 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381424]

[28] Wijnhoven, S.; Verbrugge, L.; Kabuta, S.; Lavaleye, M.S.S.; Faasse, M.; Gittenberger, A.; Van Moorsel, G.; Smolders, S.; de Hullu, E. (2015). Soortselectie en beoordeling mariene soortenten behoeve van de EU Exotenverordening : Resultaten en verslaglegging expertpanelbeoordeling van desoortengroep 'mariene soorten : Initieel product als onderdeel van de expertpanelbeoordeling van het totaal aan potentieel invasieve exoten in Nederland. Monitor Taskforce Publication Series, 2015-05. [S.n.]: Yerseke. 141 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=251242]

[29] van den Brink, A.; Wijsman, J.W.M. (2010). Freshwater immersion as a method to remove *Urosalpinx cinerea* and *Ocinebrellus inornatus* from mussel seed. IMARES Wageningen Report, C020/10. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 15 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381422]

[30] Zachary, A.; Haven, D.S. (1973). Survival and activity of the oyster drill *Urosalpinx cinerea* under conditions of fluctuating salinity. Mar. Biol. (Berl.) 22(1): 45-52. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381244]

[31] Walton, W.C.; Davis, J.E.; Chaplin, G.I.; Rikard, F.S.; Hanson, T.R.; Waters, P.J.; LaDon Swann, D. (2012). Off-bottom oyster farming. Alabama A&M/Auburn University: United States. 8 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=391048]

[32] Buhle, E.R.; Margolis, M.; Ruesink, J.L. (2005). Bang for buck: cost-effective control of invasive species with different life histories. Ecol. Econ. 52(3): 355-366. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381328]

[33] Bible, J.M.; Griffith, K.R.; Sanford, E. (2017). Inducible defenses in Olympia oysters in response to an invasive predator. Oecologia 183(3): 809-819. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381243]

[34] Duckwall, L. (2009). Pacific Northwest aquatic invasive species profile. Japanese oyster drill *Ocinebrellus inornatus*. [S.n.]: [s.l.]. 12 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381423]

[35] Pratt, D.M. (1974). Attraction to prey and stimulus to attack in the predatory gastropod *Urosalpinx cinerea*. Mar. Biol. (Berl.) 27(1): 37-45. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381241]

[36] Lord, J.P.; Whitlach, R.B. (2012). Inducible defenses in the eastern oyster *Crassostrea virginica* Gmelin in response to the presence of the predatory oyster drill *Urosalpinx cinerea* Say in Long Island Sound. Mar. Biol. (Berl.) 159(6): 1177-1182. [https://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=255605]

[37] Cohen, A.N. (2005). Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA, www.exoticsguide.org

Yoldia limatula

Gladde snavelneut

© Bram Conings

Lector
Thomas Kerkhove
Hans Hillewaert

Wetenschappelijke naam
Yoldia limatula (Say, 1831) [1]

De Gladde snavelneut *Yoldia limatula* komt van nature voor in de koud-gematigde wateren van de **Noord-Amerikaanse oostkust**. De soort is vermoedelijk via **ballastwater** in West-Europa geïntroduceerd en werd in 2019 voor het eerst in het Nederlands deel van de Westerschelde aangetroffen. De eerste waarneming op Belgisch grondgebied dateert van **2020**, ter hoogte van het strand van Koksijde. In zijn natuurlijk verspreidingsgebied komt de Gladde snavelneut in hoofdzaak voor in subtidaal ondiep water in baaien en estuaria. De soort heeft een voorkeur voor slibrijke bodems.

Oorspronkelijke verspreiding

De soort is oorspronkelijk afkomstig uit de koud-gematigde wateren van de Noord-Amerikaanse oostkust, van Nova Scotia tot Noord-Carolina [1,2].

Eerste waarneming in België

De eerste observatie van de Gladde snavelneut op Belgisch grondgebied vond plaats op 30 september 2020 op het strand tussen Oostduinkerke en Koksijde na storm Odette. Vier dagen later werd nog een derde examplaar gevonden op het strand van Koksijde. Het feit dat de schelpen slechts een beperkte slijtage vertoonden wijst op het feit dat ze slechts over een geringe afstand getransporteerd werden en in de nabijheid van de vindplaats geleefd hebben [4].

Verspreiding in België

Sedert de eerste waarnemingen in 2020 wordt de soort geregeld gerapporteerd ter hoogte van het strand van Knokke-Heist [5] en Bredene [6], alsook op zo'n 5 à 10 km voor de kust van Zeebrugge en Knokke-Heist [5,6].

Verspreiding in onze buurlanden

Op 26 september 2019 werd de Gladde snavelneut aangetroffen in een bodemmonster in de Westerschelde nabij Vlissingen (Nederland), wat onmiddellijk ook de eerste observatie in Europa betrof [7]. Twee jaar later, in juni 2021, werden zowel juveniele als volwassen exemplaren aangetroffen in de Voordelta [8].

In 2021 werd de soort voor het eerst geobserveerd in Franse wateren, ter hoogte van de haven van Le Havre (Normandië). Aangezien de gevonden Nederlandse en Belgische exemplaren uit 2019 en 2020 volwassen individuen waren van meer dan vier jaar oud, bestaat de kans dat de soort hier reeds een vijftal jaren eerder werd geïntroduceerd, en de populatie in Le Havre het gevolg is van een secundaire verspreiding [9]. Rechtstreekse introductie vanuit Noord-Amerika kan evenwel ook niet uitgesloten worden [9], daar de jachthaven van Le Havre als hot spot fungeert voor de introductie van mariene niet-inheemse soorten via ballastwater [10].

Wijze van introductie

Een potentiële introductievector betreft het transport van larven in ballastwater van schepen, wat mogelijks ook het eerste voorkomen in de druk bevaarde Westerschelde kan verklaren [4,9].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Gezien het beperkt aantal waarnemingen op het Belgisch grondgebied is het op heden nog voorbarig te stellen dat de soort een succesrijk voorkomen kent in Belgische wateren. In zijn natuurlijk verspreidingsgebied komt de Gladde snavelneut in hoofdzaak voor in subtidaal ondiep water (5 tot 100 meter diepte, occassioneel tot 500 m [3]), vooral in baaien en estuaria [2,12]. De soort heeft een voorkeur voor slibrijke bodems [13]. Zones met slib en modderig zand worden vooral aangetroffen ter hoogte van de Belgische Oostkust, tussen Oostende en Zeebrugge, maar ook voor de Westkust komen slibrijke zones voor die geschikt kunnen zijn voor deze soort [4]. De hoeveelheid slib in het kustwater neemt alleen nog maar toe [14], wat in de kaart kan spelen van slibminnende soorten, zoals de Gladde snavelneut [4].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De larven van de Gladde snavelneut kennen een kortdurend planktonisch stadium (4 tot 7,5 dagen). Dit laat de larven toe zich in beperkte mate op natuurlijke wijze verder te verspreiden door mee te liften op de oppervlaktestromingen vooraleer zich op de bodem te settelen [9].

Op basis van de publieke OBIS-gegevens kan gesteld worden dat de optimale watertemperatuur voor de Gladde snavelneut 10 tot 15°C bedraagt, maar de soort werd aangetroffen in wateren van 5 tot 20°C [11]. De optimale saliniteit lijkt zich tussen 30 en 35 psu te situeren, maar de soort werd ook aangetroffen in wateren van 25 psu [11]. Deze randvoorwaarden, in combinatie met het voorkomen van het geschikte substraat (zie verder), maken dat het Noordzeegebied een ideaal habitat vormt voor de Gladde snavelneut om zich te vestigen.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Als snelle graver [13] woelt de Gladde snavelneut het sediment om waardoor ze in grote aantallen een effect kunnen hebben op de bodemstructuur (via bioturbatie) en de inheemse bodemgemeenschap [4]. Daarnaast kan de bodemstructuur ook geïmpacteerd worden door het uitstoten van onverteerbare resten en ‘subsurface’ sediment (afkomstig van zo’n

2-3 cm onder de sediment-water interface [15]) in de waterkolom via hun uitstroomsifo's, en dit met een hoeveelheid die 10 tot 200 maal hun lichaamsgewicht overschrijdt op dagelijkse basis [16,17]. Niettegenstaande dat bioturbatie het goed functioneren van het ecosysteem positief kan beïnvloeden door bij te dragen aan een betere zuurstofdoordringing en het verwerken van organisch materiaal, kunnen er zich ook negatieve effecten voordoen tegenover andere bodemdieren [8].

Er zijn geen maatregelen gekend met het oog op het beheren van deze soort.

Specifieke kenmerken

De Gladde snavelsneut wordt gekenmerkt door een langerekte en afgeplatte schelp die aan beide zijden gaapt en waarbij de achterzijde snavelvormig is toegespitst. De umbo's zijn klein en centraal gelegen. De buitenkant van de schelp is bedekt met een glanzend bruingroenig periostracum (opperhuid), maar indien deze afgesleten is zien de schelpen er glad en glanzend wit uit. Ook het slot is opvallend met aan weerszijden van de ligamentgroeve een rij van 20 à 25 kleine gelijkvormige tandjes (taxodont). Daarnaast wordt de voet, die buiten de schelp uitsteekt, gekenmerkt door een dwars geribbelde overlangse groef [4]. Deze voet dient voornamelijk om de schelp in te graven. Zo leeft de Gladde snavelneut voor ongeveer twee derde ingegraven in het sediment [13]. Met zijn twee palpen verzamelt het dier voedsel dat voornamelijk uit detritus bestaat [4].

De soort wordt in zijn natuurlijk verspreidingsgebied tot 64 mm lang [2,12]. De in onze contreien aangetroffen exemplaren waren met een lengte tussen 45 en 48 mm een stuk kleiner [4,7].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Yoldia limatula* (Say, 1831). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=157005 (2024-10-18).

[2] Abbott, R.T. (1974). American Seashells: the marine Mollusca of the Atlantic and Pacific coasts of North America. Second edition. Van Nostrand Reinhold: New York. ISBN 0-442-20228-8. 663 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=16563]

[3] Ockelmann, K.W. (1954). On the interrelationship and the zoogeography of northern species of *Yoldia* Möller, s. str. (Mollusca, Fam. Ledidae). Meddelelser om Grønland, 107(7). C.A. Reitzel: Copenhagen. 32 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393271]

[4] Fabrice, A.; Kerckhof, F. (2020). De Gladde snavelneut *Yoldia limatula* (Say, 1831), een nieuwe geïntroduceerde soort in de Belgische mariene fauna. De Strandvlo 40(3): 88-93. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=331657]

[5] GBIF. *Yoldia limatula* (Say, 1831). https://www.gbif.org/occurrence/map?taxon_key=2285504 (2024-01-30)

[6] waarnemingen.be. *Yoldia limatula* (Say, 1831). https://waarnemingen.be/species/946539/ (2024-01-30)

[7] Driessen, F., van Looijengoed, W., de Bruyne, R. (2020). De Gladde snavelneut, een nieuwe tweekleppige in Nederland. In: Nature Today. Stichting ANEMOON. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=26297

[8] Craeymeersch, J., Leuverink, C. (2021). Wanneer bereikt de Gladde snavelneut de Waddenzee? In: Nature Today. Stichting ANEMOON. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=27889

[9] Dauvin, J.-C.; Gofas, S.; Raoux, A.; Bouchet, V.; Pavard, J.-C.; Pezy, J.-P. (2022). The American protobranch bivalve *Yoldia limatula* (Say, 1831) in European waters. Bioinvasions Records 11(2): 473-481 [https://www.vliz.be//en/imis?refid=353499]

[10] Pezy, J.-P.; Baffreau, A.; Raoux, A.; Rusig, A.-M.; Mussio, I.; Dauvin, J.C. (2021). Non-indigenous species in marine and brackish waters along the Normandy coast. Bioinvasions Records 10(4): 755-774. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393272]

[11] OBIS. *Yoldia limatula* (Say, 1831). https://obis.org/taxon/157005 (2024-01-30)

[12] Rehder, H.A. (1981). The Audubon Society field guide to North American seashells. Alfred A. Knopf: New York. 894 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393273]

[13] Drew, G.A. (1899). Some observations on the habits anatomy and embryology of members of the Protobranchia. Anat. Anz. XV(24): 493-519. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393274]

[14] Fettweis, M.; Du Four, I.; Zeelmaekers, E.; Baeteman, C.; Francken, F.; Houziaux, J.-S.; Mathys, M.; Nechad, B.; Pison, V.; Vandenberghe, N.; Van den Eynde, D.; Van Lancker, V.R.M.; Wartel, S. (2007). Mud Origin, Characterisation and Human Activities (MOCHA): Final report. Belgian Science Policy: Brussel. 59 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=115401]

[15] Rhoads, D.C.; Young, D.K. (2020). The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. J. Mar. Res. 78(3): 169-195. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393275]

[16] Bender, K.; Davis, W.R. (1984). The effect of feeding by *Yoldia limatula* on bioturbation. Ophelia 23(1): 91-100. [https://www.vliz.be//en/imis?refid=353498]

[17] Rhoads, D.C. (1963). Rates of sediment reworking by *Yoldia limatula* In Buzzards Bay, Massachusetts, and Long Island Sound. J. Sediment. Petrol. 33: 723-727. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393277]

Wormen

12

Anguillicoloides crassus

Zwemblaasworm

© Dan Minchin - Marine Organism Investigations (Ierland)

Lector
Claude Belpaire

Wetenschappelijke naam
Anguillicoloides crassus Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974 [1]

De Zwemblaasworm *Anguillicoloides crassus* leeft als parasiet in de zwemblaas van de Europese paling *Anguilla anguilla*. Deze kleine rondworm komt oorspronkelijk uit **Zuidoost-Azië**. In de jaren '80 kwam de Zwemblaasworm in Europa terecht door de **import van besmette palingen**. De verdere verspreiding van deze exoot werd via uitzettingen van deze palingen in de hand gewerkt. De eerste Belgische waarnemingen dateren van **1985**. Sindsdien is de parasiet zeer algemeen aanwezig in zowel de wilde als de geweekte palingen. Geïnfecteerde palingen groeien minder goed en zijn in het algemeen minder fit. De Zwemblaasworm wordt vermeld als één van de mogelijke oorzaken van de achteruitgang van de palingbestanden.

Oorspronkelijke verspreiding

De Zwemblaasworm *Anguillicoloides crassus* is een rondworm die van nature enkel voorkomt in Zuidoost-Azië [2]. Deze worm werd pas zeer laat ontdekt, omdat deze parasiet slechts een geringe impact uitoefent op zijn natuurlijke gastheer, de Japanse paling *Anguilla japonica* [3]. Omdat er in Japan in het begin van de jaren '70 een gebrek aan juveniele Japanse palingen heerste, voerde men de Europese paling *Anguilla anguilla* in voor de kweek [4]. Deze vertoonden plots allerhande ziektesymptomen, wat leidde tot de ontdekking van de massaal aanwezige Zwemblaasworm [3]. In 1974 werd de Zwemblaasworm vervolgens beschreven als een rondworm die zich parasitair voedt met bloed uit de wand van de zwemblaas van de paling [3].

Eerste waarneming in België

In België werd de Zwemblaasworm voor het eerst waargenomen op 13 november 1985, na een staalname van palingen die in de Belgische Kleine en Grote Nete uitgezet werden. Uit een staal van 32 palingen werd één geïnfecteerd individu aangetroffen. Omdat de palingen uit het Nederlandse Grevelingenmeer afkomstig waren, gaat het hier, strikt genomen, om een waarneming voor Nederland [5]. Aangezien een paling uit de staalname geïnfecteerd was, mag men aannemen dat er tussen de uitgezette palingen eveneens geïnfecteerde exemplaren aanwezig waren [6].

Verspreiding in België

Na de eerste waarneming in 1985, kende de soort een snelle verspreiding in België. In de zomer van 1986 bleek de parasiet reeds voor te komen in de meeste waterlopen in Antwerpen en West-Vlaanderen [7]. In 1987 bleken 34% van de palingen in Vlaamse meren en rivieren geïnfecteerd met één of meerdere volwassen Zwemblaaswormen. Tien jaar later – in 1995 – lag dit cijfer op 62,5%; 15 jaar later op 70%. Beschouwt men ook de aanwezigheid van larven in de zwemblaas, dan is slechts 10% van de palingen niet besmet met deze parasiet [6].

Verspreiding in onze buurlanden

In het voorjaar van 1982 werd de Zwemblaasworm voor het eerst waargenomen op het Europese vasteland, namelijk in Europese paling uit de Wezer-Eems regio in het noorden van Duitsland [8,9]. De parasiet verspreidde zich daarna snel over Europa. In 1985 werd de soort al waargenomen in zowel België, Nederland als Frankrijk [10-12].

In 1987 werd de Zwemblaasworm in het oosten van het Verenigd Koninkrijk aangetroffen. De introductie vond hier plaats via het transport van besmette Europese palingen van op het continent [13]. Tegenwoordig komt de soort voor in meren en rivieren van Noorwegen tot Italië en Spanje, inclusief Ierland en het Verenigd Koninkrijk. Ook in Marokko en Turkije treft men deze parasiet aan [14,15].

Wijze van introductie

De Zwemblaasworm werd rond 1980 in Europa geïntroduceerd via de import van geïnfecteerde palingen [16] uit Oost-Azië, vermoedelijk Taiwan [4]. Deze palingen werden toen voor consumptie naar Europa getransporteerd [16]. Paling (voor consumptie) wordt immers meestal levend verhandeld. Het transportwater – mét larven – kan vervolgens in de rivieren terechtkomen. De parasiet kon zich initieel verder verspreiden via ongecontroleerde palinguitzettingen, en vervolgens via natuurlijke verspreidingsmechanismen [7]. Het was de import van geïnfecteerde Europese palingen uit Nederland – om de palingstand van de Belgische rivieren aan te vullen – die de Zwemblaasworm in de Belgische wateren introduceerde [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Vooraleer de Zwemblaasworm in Europa geïntroduceerd werd, kwam geen enkele zwemblaasparasiet voor in de Europese paling. Deze parasiet kende bijgevolg geen concurrentie en kon zich dan ook snel verspreiden [17].

Eenmaal de larven van deze parasiet in het water terechtkomen, hechten ze zich met hun staartuiteinde vast aan de bodem. Daar maken ze kronkelende bewegingen, zodat ze sneller opgemerkt en dus opgegeten worden door hun tussengastheren [14,18,19]. Zo infecteert deze rondworm in Europa verschillende soorten roeipootkreeften. Daarnaast kunnen ook diverse andere tussengastheren – via predatie van de roeipootkreeften – geïnfecteerd worden, die niet noodzakelijk zijn voor de Zwemblaasworm om zijn levenscyclus succesvol te voltooien. Het gaat hier bv. over kleine vissoorten, slakken, amfibieën en insecten. Deze tussengastheren stellen de larven in staat om langer te overleven, zonder hierbij hun infectievermogen te verliezen [17]. De paling – de eindgastheer – wordt vervolgens geïnfecteerd door zich met deze tussengastheren te voeden [18]. In de zwemblaas van de palingen groeien de larven uit tot volwassen individuen [18]. Zonder de paling kan deze parasiet zijn levenscyclus niet voltooien [17].

De aanwezigheid van een brede waaier aan micro- (bv. virussen, bacteriën, fungi, protozoa) en macroparasieten (bv. platwormen, geleedpotigen, Myxosporea) hebben een positief effect op het invasiepotentieel van de Zwemblaasworm in de eindgastheer. Dit te wijten aan het feit dat een lichamelijke reactie tegen infecties een antagonistisch proces op gang

zet, waarbij een reactie tegen bv. de microparasieten, de macroparasieten een grotere slaagkans geeft tot het succesvol infecteren van de paling [20].

De Zwemblaasworm kan een brede waaier aan temperatuur- en zoutvariatie weerstaan. Zo kunnen de larven voor meerdere maanden lage temperaturen tot 5 °C overleven, al heeft de soort een voorkeur voor warmer water. Daarnaast is deze worm in staat te overleven in zowel zoet, brak als zout water [14,19].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De larven van de Zwemblaasworm hechten zich, na het vrijkomen uit de palingen, snel vast aan de bodem, waardoor verspreiding door stromingen beperkt blijft. Migratie van de verschillende tussengastheren speelt wel een voorname rol in de verdere verspreiding. De eindgastheer – de Europese paling – migreert tenslotte vanuit meren en rivieren naar zee en overbrugt op deze wijze grote afstanden, hetgeen de Zwemblaasworm in staat stelt zijn leefgebied snel uit te breiden [13,17].

Het menselijk handelen vormt één van de belangrijkste factoren die de verdere verspreiding van de parasiet in de hand werken. Zo worden meren en rivieren frequent bevoorraad met paling uit andere gebieden en worden kweekpalingen uitgewisseld tussen kwekerijen [17]. Verder speelt ook de handel van levende paling (voor consumptie) een belangrijke rol in de verspreiding: het transportwater – dat met Zwemblaaswormlarven geïnfecteerd kan zijn – kan in rivieren terecht komen [21]. Ook het transport van geïnfecteerde tussengastheren via ballastwater van schepen kan de verspreiding beïnvloeden [14].

Zoals eerder vermeld, kunnen de larven van deze parasiet zowel in hoge als lage watertemperaturen en zoutgehaltes overleven. Dit betekent dat de soort in een brede range van milieucondities kan gedijen en zich gemakkelijk kan aanpassen aan een nieuwe omgeving. Ideale omstandigheden voor het versneld doorlopen van de levenscyclus zijn een hogere temperatuur en een lager zoutgehalte [13,19].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De Europese paling ondervindt – net als de Amerikaanse paling – felle hinder van een infectie door de Zwemblaasworm [22-26]. Dit in tegenstelling tot de Japanse paling (de oorspronkelijke gastheer), die aangepast lijkt te zijn aan het voorkomen van deze parasieten in zijn zwemblaas [17].

Zo wordt bij de Europese paling – als reactie op de besmetting – de wand van de zwemblaas dikker en het volume ervan kleiner, wat problemen kan geven tijdens de migratie van de paling van zoet naar zout water [27]. Voor de voortplanting migreert de paling vanuit de rivieren richting de Sargassozee (Noordwest-Atlantische Oceaan). Zee- en zoetwater

hebben een verschillende dichtheid en de zwemblaas zorgt ervoor dat palingen (en veel andere vissen) hun lichaam op de gewenste diepte kunnen houden zonder hiervoor energie te moeten verbruiken met zwembewegingen. Verticale migraties worden bemoeilijkt bij een kleinere en slecht functionerende zwemblaas [28]. Het hoger energieverbruik bij een slecht functionerende zwemblaas kan leiden tot onvoldoende energiereserves voor de rijping van de geslachtsklieren en om zich voort te planten. Bovendien resulteert een geïnfecteerde zwemblaas in een tragere zwemsnelheid. Voordat de paling aan zijn tocht begint naar de Sargassozee ondergaat hij een metamorfose [29,30]. De paling wordt zilver en ondergaat andere functionele aanpassingen om de hogere druk in de oceaan te doorstaan. De infectie door de Zwemblaasworm kan deze metamorfose versnellen, wat leidt tot een minder goede verzilvering. Dit kan de capaciteit om over lange afstanden te migreren en zich voort te planten verminderen [29]. Daarnaast is de Zwemblaasworm verantwoordelijk voor een verlaagde immuunrespons, hetgeen kan resulteren in een hogere gevoeligheid voor andere pathogene aandoeningen [31].

Sinds 2000 worden in Vlaanderen – op aanraden van de Vlaamse Hoge Raad voor Riviervisserij – enkel nog glasalen (juveniele palingen met een doorschijnend uiterlijk) uitgezet. De meerjarige palingen worden niet meer uitgezet, om het risico op verdere verspreiding van Zwemblaaswormen en andere ziektes tegen te gaan. Deze maatregel bleek echter weinig effectief, aangezien glasalen eveneens vatbaar zijn voor de parasiet en de Zwemblaasworm reeds sinds 2000 een verspreid voorkomen kent binnen België en zijn leefgebied ook op natuurlijke wijze kan uitbreiden [6].

Onder kweekomstandigheden zijn geïnfecteerde palingen gevoeliger voor stress [32], hebben ze een verminderde eetlust en ondergaan ze bijgevolg gewichtsverlies [10]. Tijdens warme zomers kunnen deze factoren leiden tot massale palingsterfte in kleine kwekerijen. Daarbovenop vormen de hogere watertemperaturen ideale omstandigheden voor de Zwemblaasworm, die zich dan snel kan verspreiden [17]. De meest effectieve behandeling tegen deze parasiet in kwekerijen maakt gebruik van het antibioticum ‘L-levamisole’, dat een verlammend effect heeft op de wormen. In Noord-Amerika is dit antibioticum echter niet langer beschikbaar waardoor naar alternatieven dient te worden gezocht. Een onderzoek in 2012 stelde het gebruik van benzoëzuur (emamectine benzoaat) voor als alternatief voor L-levamisole ter behandeling van de Amerikaanse paling [33].

Verder tracht men de populaties van de tussengastheren – de roeipootkreeften – en het opgestapelde organisch materiaal in de kwekerijen laag te houden, hetgeen de overlevingskansen van de Zwemblaaswormen vermindert. Het gebruik van chemische producten zoals diflubenzuron (DFB) wordt ontraden. Deze behandeling dient immers wekelijks herhaald te worden om efficiënt te zijn en is bovendien niet milieuvriendelijk [34].

Tegenwoordig stabiliseert de infectiesnelheid onder Europese palingen. Palingen met een verdikte zwemblaaswand zijn immers minder vatbaar voor nieuwe infecties. Steeds vaker worden ook ingekapselde larven gevonden in de zwemblaas, deze zullen zich minder snel ontwikkelen tot volwassen wormen [6,7].

De volwassen Zwemblaaswormen komen enkel en alleen voor in de zwemblaas van palingen en worden bij het schoonmaken van de palingen – samen met de zwemblaas – volledig verwijderd. Voor de mens zijn er bijgevolg geen nadelige effecten te verwachten bij het consumeren van paling of hiervan afgeleide producten [10].

Specifieke kenmerken

De paring van de Zwemblaasworm vindt plaats in de zwemblaas van de paling, waarbij het vrouwtje tot een half miljoen eitjes kan leggen. Eenmaal de larven zijn uitgekomen, bewegen deze zich via een verbindingsbuis tussen de zwemblaas en de darm naar het water. Daar hechten ze zich snel vast aan de bodem waarna ze via kronkelende bewegingen tussengastheren lokken (roeipootkreeftjes). De paling wordt vervolgens geïnfecteerd via de consumptie van deze tussengastheer, of via consumptie van een ander organisme dat zich eerder heeft gevoed met de roeipootkreeftjes (bv. vissen, slakken, amfibieën of instecten). Na consumptie door de paling verplaatsen de parasieten zich door de darmwand naar de zwemblaas. De infectie van de zwemblaas van de paling is noodzakelijk ter voltooiing van de levenscyclus van de parasiet [18,34].

Zwemblaaswormen zijn donkerbruin van kleur, door het bloed dat ze opzuigen. Ze hebben een afgeronde kop, een puntige staart en ze rollen zich op in 2 à 3 windingen. Wanneer men een zwemblaas van een besmette paling met het blote oog bekijkt, zijn deze parasieten merkbaar als donkere knobbeltjes [10]. Een mannelijke Zwemblaasworm is ongeveer 3,5 cm lang, terwijl de vrouwelijke individuen gemiddeld dubbel zo lang worden (7 cm). Ook in de breedte verschillen de geslachten sterk van elkaar: een mannetje is ongeveer 2 mm breed, een vrouwtje gemiddeld 5 mm [3,10].

Een Zwemblaasworm leeft 8 à 10 maanden en kan zowel in zoet, brak als zout water voorkomen. In zeewater zijn de overlevingskansen van de larven wel lager [13].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Anguillicoloides crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=122885 (2024-10-18).

[2] Didziulis, V. (2006). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Anguillicola crassus*. NOBANIS - North European and Baltic Network on Invasive Alien Species: [s.l.]. 9 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=209254]

[3] Kuwahara, A.; Niimi, A.; Itagaki, H. (1974). Studies of a nematode parasitic in the air bladder of the eel: 1. Description of *Anguillicola crassus* n. sp. (Philometridae, Anguillicolidae). Jap. J. Parasit. 23(5): 275-279. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123781]

[4] Køie, M. (1991). Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the european eel (Anguilla anguilla). J. Cons. - Cons. Int. Explor. Mer 47(3): 391-398. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135845]

[5] Belpaire, C.; De Charleroy, D. (Ed.) (1985). Onderzoek naar de gezondheidstoestand van vissen bestemd voor uitzetting. Laboratorium voor Ekologie en Faunabeheer: Leuven. 32 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=195126]

[6] Audenaert, V.; Huyse, T.; Goemans, G.; Belpaire, C.; Volckaert, F.A.M. (2003). Spatio-temporal dynamics of the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. Dis. Aquat. Org. 56(3): 223-233. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=67870]

[7] Belpaire, C.; De Charleroy, D.; Thomas, K.; Van Damme, P.; Ollevier, F. (1989). Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. J. Appl. Ichthyol./Z. Angew. Ichthyol. 5(3): 151-153. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123657]

[8] Neumann, W. (1985). Schwimmblasenparasit *Anguillicola bei* Aalen. Fisch.Teichwirt 11: 322-322. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206432]

[9] Peters, G.; Hartmann, F. (1986). *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe. Dis. Aquat. Org. 1: 229-230. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125981]

[10] Van Banning, P.; Heermans, W.; Van Willigen, J.A. (1985). *Anguillicola crassa*, een nieuwe aalparasiet in de Nederlandse wateren. Visserij ('s-Gravenhage) 38(6-7): 237-240. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123622]

[11] Dupont, F.; Petter, A.J. (1988). *Anguillicola*, une épizootie plurispécifique en Europe: apparition de *Anguillicola crassa* (Nematoda, Anguillicolidae) chez l'anguille européenne Anguilla anguilla en Camargue, Sud de la France. Bull. Fr. Pêche Piscic. 308: 38-41. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125091]

[12] Lefebvre, F.S.; Crivelli, A.J. (2004). Anguillicolosis: dynamics of the infection over two decades. Dis. Aquat. Org. 62(3): 227-232. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125989]

[13] Kennedy, C.R.; Fitch, D.J. (1990). Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel in Britain. J. Fish Biol. 36: 117-131. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123776]

[14] DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2009). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht, The Netherlands. ISBN 978-1-4020-8279-5. xxviii, 399 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=134923]

[15] Koyuncu, E.; Kaya, D.; Özer, S.; Bariş, M.; Genc, E. (2017). Infection status of *Anguillicoloides crassus* in wild European eels (*Anguilla anguilla*) from four rivers of the northeast Mediterranean Region, Turkey. Acta Biologica Turcica = Türk Bioloji Dergisi 30(4): 152-156. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312294]

[16] Höglund, J.; Thomas, K. (1992). The black goby Gobius niger as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. Dis. Aquat. Org. 13(3): 175-180. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135885]

[17] Kennedy, C.R. (2007). The pathogenic helminth parasites of eels. J. Fish Dis. 30(6): 319-334. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=125671]

[18] De Charleroy, D.; Grisez, L.; Thomas, K.; Belpaire, C.; Ollevier, F. (1990). The life cycle of *Anguillicola crassus*. Dis. Aquat. Org. 8: 77-84. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3074]

[19] Thomas, K.; Ollevier, F. (1993). Hatching, survival, activity and penetration efficiency of second-stage larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda). Parasitology 107: 211-217. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=2788]

[20] Martínez-Carrasco, C.; Serrano, E.; Ruiz de Ybáñez, R.; Peñalver, J.; García, J.A.; A., G.-A.; Morand, S.; Muñoz, P. (2011). The European eel—the swim bladder–nematode system provides a new view of the invasion paradox. Parasitol Res. 108(6): 1501-1506. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296681]

[21] Belpaire, C. (2011). Persoonlijke mededeling

[22] Barry, J.; McLeish, J.; Dodd, J.A.; Turnbull, J.F.; Boylan, P.; Adams, C.E. (2014). Introduced parasite *Anguillicola crassus* infection significantly impedes swim bladder function in the European eel Anguilla anguilla (L.). J. Fish Dis. 37(10): 921-924. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312295]

[23] Barry, J.; Newton, M.; Dodd, J.A.; Evans, D.; Newton, J.; Adams, C.E. (2017). The effect of foraging and ontogeny on the prevalence and intensity of the invasive parasite *Anguillicola crassus* in the European eel Anguilla anguilla. J. Fish Dis. 40(9): 1213-1222. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312296]

[24] Jakob, E.; Walter, T.; Hanel, R. (2016). A checklist of the protozoan and metazoan parasites of European eel (*Anguilla anguilla*): checklist of *Anguilla anguilla* parasites. J. Appl. Ichthyol. 32(4): 757-804. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312297]

[25] Schneebauer, G.; Hanel, R.; Pelster, B. (2016). *Anguillicola crassus* impairs the silvering-related enhancements of the ROS defense capacity in swimbladder tissue of the European eel (*Anguilla anguilla*). J. Comp. Physiol. (B Biochem. Syst. Environ. Physiol.) 186(7): 867-877. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312298]

[26] Weclawski, U.; Heitlinger, E.G.; Baust, T.; Klar, B.; Petney, T.; Han, Y.S.; Taraschewski, H. (2013). Evolutionary divergence of the swim bladder nematode *Anguillicola crassus* after colonization of a novel host, Anguilla anguilla. BMC Evol. Biol. 13(1): 78. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312299]

[27] Kelly, C.E.; Kennedy, C.R.; Brown, J.A. (2000). Physiological status of wild European eels (*Anguilla anguilla*) infected with the parasitic nematode, *Anguillicola crassus*. Parasitology 120(2): 195-202. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123778]

[28] Wysujack, K.; Dorow, M.; Ubl, C. (2014). The infection of the European eel with the parasitic nematode *Anguillicoloides crassus* in inland and coastal waters of northern Germany. J. Coast. Conserv. 18(2): 121-130. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296683]

[29] Fazio, G.; Sasal, P.; Mouahid, G.; Lecomte-Finiger, R.; Moné, H. (2012). Swim bladder nematodes (*Anguillicoloides crassus*) disturb silvering in European eels (Anguilla anguilla). J. Parasitol. 98(4): 695-705. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296684]

[30] van Ginneken, V.; Ballieux, B.; Willemze, R.; Coldenhoff, K.; Lenjes, E.; Antonissen, E.; Haenen, O.; Van Den Thillart, G. (2005). Hematology patterns of migrating European eels and the role of EVEX virus. Comp. Biochem. Physiol., Part C Pharmacol. Toxicol. Endocrinol. 140(1): 97-102. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=99667]

[31] Terech-Majewska, E.; Schulz, P.; Siwicki, A.K. (2015). Experimental immunology influence of nematode *Anguillicoloides crassus* infestation on the cellular and humoral innate immunity in European eel (*Anguilla anguilla* L.). Central European Journal of Immunology 40(2): 127-131. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312300]

[32] Dekker, W.; Van Willigen, J.A. (1988). Abundance of *Anguillicola crassa* in Dutch outdoor waters and the reaction of its host *Anguilla anguilla*. CM Documents - ICES. C.M. 1988(M:13). ICES: Copenhagen. 1-6 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=31465]

[33] Larrat, S.; Marvin, J.; Lair, S. (2012). Safety and efficacy of emamectin benzoate to treat Anguillicoloides crassus (Kuwahara, Niimi & Itagaki) infections in American eels, *Anguilla rostrata* (Lesueur). J. Fish Dis. 35(6): 497-470. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296685]

[34] Kamstra, A. (1990). *Anguillicola* in Dutch Eelfarms: current state. Int. Revue ges. Hydrobiol. 75(6): 897-874. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123821]

Bispira polyomma

Paarse kokerworm

© Marco Faasse (CC BY-NC-SA 4.0)

Lector
Hans De Blauwe

Wetenschappelijke naam

Bispira polyomma Faasse & Giangrande, 2012 [1]

'*Polyomma*' verwijst naar de talrijke oogjes op het einde van de waaierarmen (radiolen) [2].

De Paarse kokerworm *Bispira polyomma* werd in 2010 voor het eerst waargenomen in de Nederlandse Oosterschelde, nabij Yerseke. Daar de biodiversiteit op deze locatie ook voorheen grondig werd bestudeerd (en de soort nooit eerder werd aangetroffen), wordt aangenomen dat het een geïntroduceerde soort betreft. Het **oorsprongsgebied** is tot op heden **onbekend**. De soort werd allicht via **vaartuigen of schelpdiertransport** geïntroduceerd, al bestaat hier tot op vandaag geen concreet bewijs voor. De soort werd in **2018** met zekerheid (en vermoedelijk reeds in 2015) in de jachthaven van Zeebrugge aangetroffen. De waarnemingen van de Paarse kokerworm beperken zich tot habitats met harde substraten.

Oorspronkelijke verspreiding

Het oorsprongsgebied van deze soort is onbekend [2].

Eerste waarneming in België

Het voorkomen van de Paarse kokerworm werd in 2018 voor het eerst bevestigd in de jachthaven van Zeebrugge [3]. Dit bevestigde voorkomen deed vermoeden dat de soort reeds in 2015 op deze locatie aanwezig was, maar toen niet als dusdanig werd herkend [4].

Verspreiding in België

De Paarse kokerworm werd in België vooralsnog niet waargenomen buiten de jachthaven van Zeebrugge.

Verspreiding in onze buurlanden

De soort werd op 18 september 2010 voor het eerst opgemerkt in de Oosterschelde nabij Yerseke, Nederland [2]. De waarneming betrof de eerste observatie ooit van de soort. Het organisme kon immers niet worden toegewezen aan een reeds gekende soort, waardoor een nieuwe beschrijving zich opdrong. Daar de locatie ook voorheen grondig werd gescreend op het voorkomen van niet-inheemse soorten en de soort toen niet werd aangetroffen, werd ervan uitgegaan dat het voorkomen een nieuwe soortenintroductie betrof [2].

De locatie te Yerseke is gekend voor de frequente introductie van niet-inheemse soorten [5]. Hier bevindt zich een jachthaven en de plaats vormt een voornaam centrum voor de handel in schelpdieren, met binnendijkse opslagbekkens voor oesters (‘oesterputten’). De soort werd dan ook voor het eerst aangetroffen ter hoogte van de wateruitlaat van een oesterput (ruim 100 individuën op minder dan 1 m^2). Een week later, op 25 september 2010 (alsook op 2 oktober 2010), werd een populatie van honderden individuën geobserveerd in de jachthaven van Yerseke, waarbij de meerderheid zich had vastgehecht aan drijvende pontons op een waterdiepte tussen 30 en 70 cm. De ontwikkeling van kleine individuën op deze locatie tijdens de zomer van 2011 deed een succesvolle reproductie vermoeden [2]. De soort werd voor de eerste maal buiten Yerseke aangetroffen in 2014, op drijvende steigers in de jachthaven van Wemeldinge [6], 5 km ten oosten van Yerseke, waardoor een verdere verspreiding via de pleziervaart werd gesuggereerd [7]. Een jaar later, in 2015, werd de soort zo’n 20 km westwaards waargenomen in de Roompot marina in Kamperland [7]. Ondertussen zijn ook in het Grevelingenmeer op diverse locaties exemplaren gevonden [8].

Wijze van introductie

Gezien het internationaal karakter van de jachthaven van Yerseke, waarbij zowel pleziervaartuigen uit België, Frankrijk, Verenigd Koninkrijk als Nederland aanmeren, is het mogelijk dat de soort initieel via de pleziervaart werd geïntroduceerd [8], maar deze piste kon alsnog niet worden bevestigd waardoor de primaire introductievector op heden alsnog als 'onbekend' gecatalogeerd dient te worden [9]. De verdere gedocumenteerde secundaire verspreiding richting andere jachthavens [6,7] (inclusief Zeebrugge) doet vermoeden dat de soort zich via de pleziervaart verder verspreid, en maakt dat de Paarse kokerworm zich binnenkort mogelijks ook kan vestigen in andere West-Europese jachthavens [7].

Naast de bovenvernoemde introductievector stelt eveneens het schelpdiertransport een potentieel risico inzake de verspreiding van de Paarse kokerworm [8,9]. Een risico-analyse stelde dat deze vector een potentieel risico vormt voor de verspreiding van deze soort richting de Waddenzee (naast pleziervaart [9]), al lijkt dezelfde studie de kans op een mogelijke uitgroei van de populatie in de Waddenzee voor de meeste habitattypes als eerder onwaarschijnlijk te catalogeren op basis van de habitateisen van de Paarse kokerworm. Voor een verdere kolonisatie in jachthavens of op dijken, veen, kleibanken, stenen en grind in de regio werd gesteld dat de habitateisen van de soort te weinig gekend zijn, waardoor het onduidelijk is of de soort zich al dan niet zou kunnen vestigen [9,10].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort lijkt alvast geen hinder te ondervinden van de watertemperatuurvariaties in de Oosterschelde, fluctuerend tussen 0°C (winter) en 19°C (zomer), waardoor de temperatuurtolerantie alvast geen beperkende factor vormt voor verdere kolonisatie van Noordwest-Europese zeeën [2]. De tolerantie ten opzicht van saliniteitsvariaties is op heden onbekend, evanals de eventuele beperkingen inzake waterdiepte [10]. Verder lijkt de soort zowel voor te komen in zones met vrijwel stilstaand water als op plaatsen met sterke stromingen [2,10]. De Paarse kokerworm lijkt geen specifieke voorkeur te hebben voor beschutte plekken, in tegenstelling tot veel andere soorten die in jachthavens gedijen [7].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De waarnemingen van de Paarse kokerworm beperken zich tot habitats gekenmerkt door harde substraten (stenen, hout, oesterschelpen, steigers, etc.), waaraan ze zich kunnen vasthechten [7,9,10]. Vermoedelijk is dit dan ook het enige substraat waarop de soort zich kan vestigen [10]. Deze substraten zijn meestal te vinden in havens.

Over de biologie van de soort is op heden weinig geweten. Wel resulteert de sexuele reproductie van andere Sabellidae (waaierwormen) in pelagische larvale stadia die met

de stromingen richting nieuwe gebieden getransporteerd kunnen worden. Bij sommige soorten duurt dit stadium meerdere maanden, bij andere species is dit veel korter [11]. Deze variabele bepaalt in belangrijke mate het natuurlijke dispersiepotentieel van de soort. Echter, op heden is er geen informatie beschikbaar over het larvale stadium van de Paarse kokerworm.

(Potentiële) effecten en maatregelen

De ecologische effecten van deze soort zijn op heden moeilijk in te schatten, daar er niet veel over deze soort gekend is. Zo is het bijvoorbeeld niet geweten of de soort een sterke concurrent vormt voor ruimte en/of voedsel [2]. Het ligt echter niet in de lijn der verwachting dat de Paarse kokerworm op korte termijn voor sterke ecologische of economische schade zal zorgen. Momenteel maken de dieren nog steeds in bescheiden aantallen deel uit van de levensgemeenschappen op hard substraat [8].

Met het ook op een potentiële verdere verspreiding van de soort via het transport van schelpdieren kan het 'spoelen met zoetwater' een mogelijke effectieve maatregel vormen met het oog op het vermijden van continaminatie met levende Paarse kokerwormen [9].

Specifieke kenmerken

Het lijkt erop dat de soort verticale harde substraten prefereert (vorming van kolonies), al zijn er ook waarnemingen van de soort in lagere dichtheden op horizontaal substraat [9]. De vorming van kolonies is hoogstwaarschijnlijk het resultaat van asexuele reproductie door middel van fragmentatie [9], waarbij er zich een fragment afsplitst van het moederorganisme dat zich op zijn beurt ontwikkelt tot een nieuw individu dat genetisch en morfologisch identiek is aan het moederorganisme. Daarnaast doet zich allicht ook sexuele voortplanting voor met de vorming van een larvaal stadium, cf. andere Sabellidae, maar ook hierover is op heden weinig gekend [9].

Het organisme heeft een kleurrijk uiterlijk, zeker als de dieren in een groepje bij elkaar staan en hun waaierkransen, die een doorsnede bereiken van zo'n 4 cm, wijd hebben uitstaan. De kransen hebben een paarsbruine tot grijsblauwe kleur met een kenmerkend vlekkenpatroon. De krans bevindt zich aan de kopse kant van de uit het substraat stekende koker van de worm en wordt gebruikt om plankton mee te vangen. De koker en de daarin aanwezige worm worden zo'n 20 mm lang en de worm wordt maximaal 6 mm dik. Op elke waaierarm bevindt zich een groot aantal simpele oogjes die potentieel gevaar kunnen detecteren, waarna het organisme zich in zijn koker terugtrekt [2,8]. Een gedetailleerde taxonomische en morfologische beschrijving van de soort wordt gegeven in de literatuur [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Bispira polyoma* Giangrande & Faasse, 2012. https://marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=740848 (2024-10-18)

[2] Faasse, M.A.; Giangrande, A. (2012). Description of *Bispira polyomma* n. sp. (Annelida: Sabellidae): a probableintroduction to the Netherlands. Aquat. Invasions 7(4): 591-598. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=282174]

[3] waarnemingen.be. *Bispira polyoma* Giangrande & Faasse, 2012. https://waarnemingen.be/observation/158504161/ (2024-05-22)

[4] waarnemingen.be. *Sabella pavonina* (Savigny, 1820). https://waarnemingen.be/observation/103106656/ (2024-05-22)

[5] Faasse, M.; Ligthart, M. (2009). American (*Urosalpinx cinerea*) and Japanese oyster drill (*Ocinebrellus inornatus*) (Gastropoda: Muricidae) flourish near shellfish culture plots in The Netherlands. Aquat. Invasions 4(2): 321-326. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=381265]

[6] Karremans, M. (2015). *Bispira polyomma* en *Trailliella intricata* in de jachthaven van Wemeldinge. Het Zeepaard 75(1): 29-31. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=245449]

[7] Gittenberger, A.; Olthof, G.; van Os, V.; Van der Plas, M.; Schop, S.; De Vries, A.; Van der Windt, N. (2015). *Bispira polyomma* in Roompot Marina . Het Zeepaard 75(6): 194-196. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=252229]

[8] Meyling, A.G. (2021). Paarse kokerwormen geven onze wateren nog meer kleur. Kijk op Exoten 37: 2-3. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353694]

[9] Foekema, E.M.; Cuperus, J.; van der Weide, B. (2014). Risk assessment of alien species found in and around the oyster basins of Yerseke. IMARES Wageningen Report, C014.14. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 38 pp. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353692]

[10] Tamis, J.E.; Sneekes, A.C.; Jak, R.G. (2015). Invasieve soorten Waddenzee: introductiekansen van probleemsoorten via schelpdiertransport. IMARES Wageningen Report, C173/15. IMARES Wageningen UR: IJmuiden. 49 pp. [https://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=353691]

[11] Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. 2nd revised ed. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 58. Gustav Fischer: Jena. ISBN 3-437-35038-2. 648 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=23383]

Boccardia proboscidea

Lector
Francis Kerckhof

© Geoffrey Read

Wetenschappelijke naam
Boccardia proboscidea Hartman, 1940 [1]

Boccardia proboscidea is een borstelworm die van nature voorkomt in de **noordoostelijke Stille Oceaan**. Tegenwoordig komt de soort ook voor in tal van gematigde streken, waaronder België (sinds **2011**), Nederland, Schotland en Spanje. De borstelworm is wellicht in Europa geïntroduceerd via schelpdieren voor **aquacultuur**doeleinden, maar transport via **scheepvaart** behoort ook tot de mogelijkheden. Hij kan matten vormen die inheemse invertebraten verdringen en kan op deze manier een gevaar vormen voor de biodiversiteit.

Oorspronkelijke verspreiding

Boccardia proboscidea is afkomstig uit de noordelijke Stille Oceaan en komt van nature voor langs de westkust van Noord-Amerika [2].

Eerste waarneming in België

In 2011 werd *Boccardia proboscidea* voor het eerst ontdekt in de zuidelijke Noordzee [3].

Verspreiding in België

De soort komt in beperkte aantallen voor in efemere (tijdelijke) habitats langsheen de Belgische kust (d.w.z. habitats met beperkte fauna en flora tijdens de winter en herkolonisatie tijdens de lente). De soort heeft zich allicht permanent gevestigd in ons land, daar hij sinds zijn ontdekking in 2011 al meerdere malen aangetroffen werd. In België wordt de soort zowel in Koksijde, Oostende als Zeebrugge waargenomen. *Boccardia proboscidea* wordt gevonden op strandhoofden in de lagere intertidale zone en hoger, tussen zeepokken, groene algen en kleine mosselen. Daar is het vaak de enige spionide worm, die vaak in grote aantallen voorkomt [3].

Verspreiding in onze buurlanden

De soort werd voor het eerst in 1996 gesignaleerd in Europa, langs de Spaanse Baskische kust [3]. De soort werd ook aangetroffen langs de Iberische kust [4,5], in de Golf van Biskaje. Langs de kust van Schotland werd de soort waargenomen op het eiland Skye [6].

In Nederland werd het voorkomen *Boccardia proboscidea* gemeld in Vlissingen, Borssele, Zierikzee, Goese Sas en Yerseke. Daar komt ze vaak voor in artificieel verwarmd zeewater (Borssele). Zijn verspreiding wordt hier niet door beperkt [3]. Aan de Franse kust is de soort gevonden in de Golf van Biskaje en in het Engels kanaal [7].

Momenteel kent de soort nagenoeg een kosmopolitische verspreiding in gematigde zeeën [3].

Wijze van introductie

Boccardia proboscidea komt voor in de buurt van scheepvaartroutes en aquacultuurzones voor schelpdieren. Ze werd waarschijnlijk in België en Nederland geïntroduceerd via schelpdieren voor aquacultuur. Echter, het transport via scheepsrompen of als larve in

ballastwater kan niet uitgesloten worden [3]. Het voorkomen van grote zeehavens met een internationaal karakter, zoals Antwerpen en Rotterdam, maakt immers dat scheepvaart een voorname introductievector voor uitheemse soorten betreft [8,9]. Na de primaire introductie kan de soort zich vervolgens op natuurlijke wijze verder verspreiden, wat in de hand wordt gewerkt door de toename aan antropogene harde structuren. Hierdoor hebben zich permanente populaties kunnen ontwikkelen in de zuidelijke Noordzee [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Boccardia proboscidea produceert enerzijds capsules met daarin zowel larven als niet-levensvatbare eieren, waarbij deze laatste als voedsel dienen voor de larven. Hierdoor kunnen de larven snel groeien en in slechts 11 dagen uitbroeden als juveniele organismen. Zo kunnen er op korte tijd plaatselijk grote populaties ontstaan. Anderzijds produceert *Boccardia proboscidea* planktotrofische larven die langer in de waterkolom verblijven en 19-36 dagen nodig hebben om te evolueren tot een juveniel stadium [10-12]. Dit bevordert de verspreiding van de soort over grotere gebieden [3].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Boccardia proboscidea komt frequent voor nabij locaties met een uitstroom van stedelijk afvalwater. Verhoogde concentraties aan organisch materiaal in het sediment en een lagere saliniteit blijken bevorderlijk voor de populatiegroei [13]. Echter, deze gedetecteerde voorkeur voor een lage saliniteit is wellicht gerelateerd aan de specificiteit van het onderzoek, waarbij het effect van rioolwater op de borstelworm werd nagegaan. De wormen vertoonden een voorkeur voor het zoete rioolwater omdat het rijker was aan voedselbestanddelen. De soort komt zowel voor in zee- en brakwater, en tolereert eveneens een hoge saliniteit vermits hij bij hoogtij voorkomt in poelen [14].

De ontwikkeling van de verschillende types larven wordt beïnvloed door de temperatuur. Bij lagere temperaturen (12-17 °C) kunnen de planktotrofische larven zich beter ontwikkelen terwijl de kruipende larven het beter doen bij hogere temperaturen (24-28 °C). De soort kan bijgevolg binnen een breed temperatuurbereik overleven en zich ontwikkelen, wat de dispersiecapaciteit ten goede komt [15].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het voorkomen van borstelwormen behorende tot de familie Spionidae (in het Engels '*mud worms*') veroorzaakt ongerustheid bij de oesterkwekers. Een aantal van deze soorten is immers in staat om gaten te boren in kalksubstraat, zoals de schelpen van mollusken [16-19]. Dit veroorzaakt blaren en leidt tot een aanzienlijke reductie in groei en overleving [20]. *Boccardia proboscidea* wordt beschreven als een secundaire boorder [2], echter, sommige

Spioniden vertonen in verschillende regio's een ander gedrag (boren vs. niet boren, kokers bouwen vs. geen kokers bouwen) [21].

Boccardia proboscidea is tevens in staat om grote matten van geaggregeerde kokers te vormen in vervuilde en gedegradeerde habitats, waarbij ze andere soorten sessiele invertebraten wegconcurreert [22-25]. In Mar de Plata (Argentinië) werd de vestiging van *Boccardia proboscidea* in de hand gewerkt door het afvalwater uit riolen. De soort domineerde en concurreerde de inheemse mosselsoort *Brachidontes rodriguezii* weg. Daardoor veroorzaakte de opkomst van *Boccardia proboscidea* een vermindering van de soortendensiteit en -diversiteit [26].

Specifieke kenmerken

Boccardia proboscidea heeft een smalle en langwerpige lichaamsvorm, onderverdeeld in 125 tot 150 segmenten. De soort wordt gemiddeld tussen de 30 en 35 mm lang, maar kan ook langer worden. De maximale breedte bedraagt ongeveer 1,5 mm en bevindt zich in de buurt van het 8e tot het 16e segment. Deze worm heeft een diep gele tot oranje kleur met rode branchiale filamenten [27]. Op de kop is dikwijls een opvallende langwerpig zwarte vlek te zien.

De in wezen niet-borende *Boccardia proboscidea* (secundaire boorder [17]) kan zich snel voortbewegen, waardoor hij in de mogelijkheid is efficiënt te vluchten of een nieuwe koker te bouwen van zodra hij uit zijn habitat verwijderd wordt [28].

Boccardia proboscidea bezit een wijde ecologische amplitude. Hij maakt tunnels van verschillende groottes en vormen in modderig tot zandig sediment of hij leeft in bestaande tunnels in zachte rotsen en schelpen van mollusken. Hij kan ook aangetroffen worden tussen vastgekoekte algen en mossels [2,4,11,18,27,29,30]. De soort staat bekend als een indicatorsoort voor organische verrijking van sedimenten en komt dan vaak in grote aantallen voor [22,24,25].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Boccardia proboscidea* Hartman, 1940. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=327249 (2024-10-18).

[2] Simon, C.A.; Worsfold, T.M.; Lange, L.; Sterley, J. (2010). The genus *Boccardia* (Polychaeta: Spionidae) associated with mollusk shells on the south coast of South Africa. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 90(3): 585-598. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296720]

[3] Kerckhof, F.; Faasse, M.A. (2014). *Boccardia proboscidea* and *Boccardiella hamata* (Polychaeta: Spionidae: Polydorinae), introduced mud worms new for the North Sea and Europe, respectively. Marine Biodiversity Records 7(76): 1-9. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=240728]

[4] Martínez, J.; Adarraga, I.; López, E. (2006). Nuevos datos del género *Boccardia* Carazzi, 1893 (Polychaeta: Spionidae) para la península Ibérica y el océano Atlántico. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 22(1): 53-64. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296695]

[5] López, E.; Richter, A. (2017). Non-indigenous species (NIS) of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from the Atlantic and Mediterranean coasts of the Iberian Peninsula: an annotated checklist. Helgol. Mar. Res. 71(19): 1-17. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=290097]

[6] Hatton, J.; Pearce, B. (2013). The first documented record of the non-native spionid *Boccardia proboscidea* in UK waters. Marine Biodiversity Records 6(e101): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=285150]

[7] Spilmont, N.; Hachet, A.; Faasse, M.A.; Jourde, J.; Luczak, C.; Seuront, L.; Rolet, C. (2016). First records of *Ptilohyale littoralis* (Amphipoda: Hyalidae) and *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) from the coast of the English Channel: habitat use and coexistence with other species. Mar. Biodiv. 48(2): 1109-1119. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299234]

[8] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[9] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[10] Gibson, G.D. (1997). Variable development in the spionid *Boccardia proboscidea* (Polychaeta) is linked to nurse egg production and larval trophic mode. Invertebr. Biol. 116(3): 213-226. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296696]

[11] Gibson, G.; Paterson, I.G.; Taylor, H.; Woolridge, B. (1999). Molecular and morphological evidence of a single species, *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae), with multiple development modes. Mar. Biol. (Berl.) 134(4): 743-751. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296697]

[12] Oyarzun, F.X.; Mahon, A.R.; Swalla, B.J.; Halanych, K.M. (2011). Phylogeography and reproductive variation of the poecilogonous polychaete *Boccardia proboscidea* (Annelida: Spionidae) along the West Coast of North America. Evolution & development 13(6): 489-503. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296741]

[13] Garaffo, G.V.; Jaubet, M.L.; Sánchez, M.A.; Llanos, E.N.; Vallarino, E.A.; Elias, R. (2016). Modelling the influence of environmental and weather factors on the density of the invasive polychaete *Boccardia proboscidea*. Mar. Ecol. 37(6): 1256-12656. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296698]

[14] Hartman, O. (1941). Some contributions to the biology and life story of Spionidae from California: With keys to species and genera and descriptions of two new forms. NOAA tech. memo. 7(4): 289-323 (Pl. 45-48). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=285171]

[15] David, A.A.; Simon, C., A. (2014). The effect of temperature on larval development of two non-indigenous poecilogonous polychaetes (Annelida: Spionidae) with implications for life history theory, establishment and range expansion. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 461: 20-30. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296699]

[16] Hoeksema, B.W. (1983). Excavation patterns and spiculae dimensions of the boring sponge *Cliona celata* from the SW Netherlands. Senckenb. Marit. 15(1-3): 55-85. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296700]

[17] Bailey-Brock, J.H. (2000). A new record of the polychaete *Boccardia proboscidea* (Family Spionidae), imported to Hawai'i with oysters. Pac. Sci. 54(1): 27-30. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296701]

[18] Ruellet, T. (2004). Infestation des coquilles d'huîtres *Crassostrea gigas* par les polydores en Basse-Normandie: recommendations et mise au point d'un traitement pour réduire cette nuisance = Infestation of the oyster shells *Crassostrea gigas* by polydorid species in Normandy (France): recommendations and treatment to reduce this harmful effect. PhD Thesis. Université de Caen/Basse-Normandie: Caen. 537 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296703]

[19] Simon, C.A.; Thornhill, D.J.; Oyarzun, F.; Halanych, K.M. (2009). Genetic similarity between *Boccardia proboscidea* from Western North America and cultured abalone, *Haliotis midae*, in South Africa. Aquaculture 294(1-2): 18-24. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296704]

[20] Sato-Okoshi, W.; Okoshi, K. (1997). Survey of the genera *Polydora, Boccardiella* and *Boccardia* (Polychaeta, Spionidae) in Barkley Sound (Vancouver Island, Canada), with special reference to boring activity. Bull. Mar. Sci. 60(2): 482-493. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296705]

[21] Radashevsky, V.I.; Pankova, V.V. (2013). Shell-boring versus tube-dwelling: is the mode of live fixed or flexible? Two cases in spionid polychaetes (Annelida, Spionidae). Mar. Biol. (Berl.) 160(7): 1619-1624. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296725]

[22] Johnson, R.G. (1970). Variations in diversity within benthic marine communities. American Naturalist 104(937): 285-300. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296726]

[23] Daro, M.H.; Polk, P. (1973). The autecology of *Polydora ciliata* along the Belgian coast. Neth. J. Sea Res. 6(1-2): 130-140. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=3470]

[24] Blake, J.A.; Kudenov, J.D. (1978). The Spionidae (Polychaeta) from south-eastern Australia and adjacent areas with a revision of the genera. Mem. Natl. Mus. Vic. 39: 171-280. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296728]

[25] Jaubet, M.L.; de los Ángeles Sánchez, M.; Rivero, M.S.; Garaffo, G.V.; Vallarino, E.A.; Elías, R. (2011). Intertidal biogenic reefs built by the polychaete *Boccardia proboscidea* in sewage-impacted areas of Argentina, SW Atlantic. Mar. Ecol. (Berlin) 32(2): 188-197. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296730]

[26] Elías, R. (2015). Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) on richness, diversity and structure of SW Atlantic epilithic intertidal community. Mar. Pollut. Bull. 91(2): 530-536. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296731]

[27] Hartman, O. (1940). *Boccardia proboscidea*, a new species of spionid worm from California. J. Wash. Acad. Sci. 30: 382-387. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=285170]

[28] Sato-Okoshi, W. (2000). Polydorid species (Polychaeta: Spionidae) in Japan, with descriptions of morphology, ecology, and burrow structure. 2. Non-boring species. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 80(3): 443-456. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296734]

[29] Woodwick, K.H. (1963). Taxonomic revision of two polydorid species (Annelida, Polychaeta, Spionidae). Proc. Biol. Soc. Wash. 76: 209-216. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296739]

[30] Read, G.B. (2018). Guide to New Zealand shell polychaetes. http://www.annelida.net/nz/Polychaeta/ShellsPoly/NZShellsPolychaeta.htm (2018-07-23).

Boccardiella hamata

© Gustav Paulay

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Boccardiella hamata (Webster, 1879) [1]

Boccardiella hamata is een borstelworm die van nature voorkomt in de **noordwestelijke Atlantische Oceaan en** de **noordelijke Stille Oceaan**. Tegenwoordig komt de soort voor in tal van gematigde streken, waaronder België (sinds **2001**) en Nederland. De borstelworm is wellicht in Europa geïntroduceerd via het transport van schaaldieren voor **aquacultuur**doeleinden, maar een verspreiding via internationale **scheepvaart** behoort tevens tot de mogelijkheden. De soort boort in de kalkschelpen van mollusken.

Oorspronkelijke verspreiding

Het natuurlijk verspreidingsgebied van *Boccardiella hamata* bevindt zich aan de oostkust van de Verenigde Staten [2] en in de noordelijke Stille Oceaan, langs de kusten van Noord-Amerika [3] en Japan [2,4].

Eerste waarneming in België

In 2013 werden twaalf jaar oude bodemstalen (2001), genomen tussen Japanse oesters (*Crassostrea/Magallana gigas*) op een beschutte locatie in de buitenhaven van Zeebrugge, opnieuw onder de loep genomen. Daarin werd *Boccardiella hamata* voor de eerste maal aangetroffen. De borstelwormen werden initieel verkeerdelijk gedetermineerd als *Boccardiella ligerica* [5,6].

Verspreiding in België

Het is momenteel onduidelijk of de soort ook buiten Zeebrugge voorkomt in België.

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van *Boccardiella hamata* in Europa vond plaats in 2013, op verschillende plaatsen in het zuidwestelijk deel van het Nederlandse Deltagebied (Vlissingen, Yerseke, Zierikzee) [7]. Het betrof telkens maar enkele individuen. Ondertussen is deze borstelworm een gevestigde soort in Nederland [8].

Momenteel kent de soort een algemene verspreiding in gematigde wateren in de noordelijke hemisfeer [7].

Wijze van introductie

De soort komt voor nabij scheepvaartroutes en aquacultuurzones voor schaaldieren. In België en Nederland werd de borstelworm waarschijnlijk geïntroduceerd via schaaldieren voor aquacultuur. Echter, transport via aangroei op scheepsrompen of ballastwater (larven) kan niet uitgesloten worden [7]. De aanwezigheid van grote internationale zeehavens, zoals Antwerpen en Rotterdam, maakt dat scheepvaart een voorname introductievector voor uitheemse soorten betreft [9,10]. Na de primaire introductie kan de soort zich vervolgens op natuurlijke wijze verder verspreiden, wat in de hand wordt gewerkt door de toename aan antropogene harde structuren. Hierdoor hebben zich permanente populaties kunnen ontwikkelen in de zuidelijke Noordzee [7].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De reproductie van *Boccardiella hamata* gebeurt via het vrijkomen van planktotrofe larven die zich voeden met fytoplankton gedurende hun vrijzwemmende levensfase [2]. Hierdoor kan de soort zich over grote gebieden verspreiden [7]. Bij *Boccardia proboscidea* kan de larvale ontwikkeling ook op een andere wijze plaatsvinden, waarbij adelfagische nakomelingen vergevorderde eitjes opnemen en uitbroeden. Bij deze broedsels kunnen de larven versneld groeien in een capsule en komen ze pas in een later stadium vrij [11]. Afhankelijk van de populaties en het verspreidingsgebied komen er binnen deze soort vrouwelijke dieren voor die ofwel alleen planktotrofe of adelfagische broedsels produceren, of beiden via gemengde broedsels voortbrengen. In tegenstelling tot *Boccardiella hamata*, kunnnen de lokale populaties van *Boccardia proboscidea* daardoor sneller toenemen.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De larvale ontwikkeling van de soort is afhankelijk van het type habitat [2].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Het voorkomen van borstelwormen behorende tot het geslacht Polydora (i.e. *mud worms*) veroorzaakt de nodige ongerustheid onder oesterkwekerijen. Een aantal van deze soorten zijn immers in staat gaten te boren in kalksubstraat, zoals de schalen van mollusken [12-15]. Dit veroorzaakt blaren en leidt tot een aanzienlijke reductie in groei en overleving [16]. *Boccardiella hamata* staat bekend als ‘boorder’, waardoor een goede monitoring van de gevestigde habitats aan de orde is [7].

Specifieke kenmerken

In België en Nederland vestigt *Boccardiella hamata* zich tussen Japanse oesters [7]. Nochtans kan de soort ook andere habitats koloniseren, zoals ondiepe estuariene moddervlakten [3,4], op wadplaten tussen spleten van rotsen [2], tussen kokers van fijn sediment op rotsen en op oesters [2-4], tussen schelpen en schelpen gebruikt door heremietkreeften [2,3], op de basis van de Brakwaterpok *Amphibalanus improvisus* [2] en in geaccumuleerd zand ter hoogte van de vasthechting van wieren [3].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Boccardiella hamata* (Webster, 1879). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=333121 (2024-10-18).

[2] Dean, D.; Blake, J.A. (1966). Life-history of *Boccardia hamata* (Webster) on the east and west coasts of North America. Biol. Bull. 130(3): 316-330. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299226]

[3] Blake, J.A. (1966). On *Boccardia hamata* (Webster), new combination (Polychaeta: Spionidae). Bull. South. Calif. Acad. Sci. 65(3): 176-184. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299229]

[4] Radashevsky, V.I. (1993). Revision of the genus Polydora and related genera from the North West Pacific (Polychaeta: Spionidae). Publ. Seto Mar. Biol. Lab. 36(1-2): 1-60. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299227]

[5] Volckaert, A.; Engledow, H.; Spanoghe, G.; Degraer, S.; Vincx, M.; Coppejans, E.; Hoffmann, M. (2003). Onderzoek van de seizoenale variatie van macroalgen, macrofauna en vogels geassocieerd met intertidale harde substraten langsheen de Vlaamse kust. Eindrapport in opdracht van het Min. Vlaamse Gemeenschap, Dept. Leefmilieu en Infrastructuur, Afd. Waterwegen en Zeewezen. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap: Brussel. 107 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299243]

[6] Engledow, H.; Spangoghe, G.; Volckaert, A.M.; Coppejans, E.; Degraer, S.; Vincx, M.; Hoffman, M. (2001). Onderzoek naar (1) de fysische karakterisatie en (2) de biodiversiteit van strandhoofden en andere harde constructies langs de Belgische kust: eindrapport van de onderhandse overeenkomst dd. 17.02.2000 i.o.v. de Afdeling Waterwegen Kust van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2001.20. Instituut voor Natuurbehoud/Universiteit Gent: Gent. 110 + annexes pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25266]

[7] Kerckhof, F.; Faasse, M.A. (2014). *Boccardia proboscidea* and *Boccardiella hamata* (Polychaeta: Spionidae: Polydorinae), introduced mud worms new for the North Sea and Europe, respectively. Marine Biodiversity Records 7(76): 1-9. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=240728]

[8] Nederlands Soortenregister. Overzicht van de Nederlandse biodiversiteit (2018). *Boccardiella hamata*. https://www.nederlandsesoorten.nl/linnaeus_ng/app/views/species/nsr_taxon.php?id=174799 (2018-07-24).

[9] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[10] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[11] Gibson, G.; Paterson, I.G.; Taylor, H.; Woolridge, B. (1999). Molecular and morphological evidence of a single species, *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae), with multiple development modes. Mar. Biol. (Berl.) 134(4): 743-751. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296697]

[12] Hoeksema, B.W. (1983). Excavation patterns and spiculae dimensions of the boring sponge *Cliona celata* from the SW Netherlands. Senckenb. Marit. 15(1-3): 55-85. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296700]

[13] Bailey-Brock, J.H. (2000). A new record of the polychaete *Boccardia proboscidea* (Family Spionidae), imported to Hawai'i with oysters. Pac. Sci. 54(1): 27-30. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296701]

[14] Ruellet, T. (2004). Infestation des coquilles d'huîtres *Crassostrea gigas* par les polydores en Basse-Normandie: recommendations et mise au point d'un traitement pour réduire cette nuisance = Infestation of the oyster shells *Crassostrea gigas* by polydorid species in Normandy (France): recommendations and treatment to reduce this harmful effect. PhD Thesis. Université de Caen/Basse-Normandie: Caen. 537 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296703]

[15] Simon, C.A.; Thornhill, D.J.; Oyarzun, F.; Halanych, K.M. (2009). Genetic similarity between *Boccardia proboscidea* from Western North America and cultured abalone, *Haliotis midae*, in South Africa. Aquaculture 294(1-2): 18-24. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296704]

[16] Sato-Okoshi, W.; Okoshi, K. (1997). Survey of the genera *Polydora, Boccardiella* and *Boccardia* (Polychaeta, Spionidae) in Barkley Sound (Vancouver Island, Canada), with special reference to boring activity. Bull. Mar. Sci. 60(2): 482-493. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=296705]

Cephalothrix simula

Japanse snoerworm

© Marco Faasse

Lector
Emmanuel Dumoulin

Wetenschappelijke naam
Cephalothrix simula (Iwata, 1952) [1]

Het natuurlijke verspreidingsgebied van de Japanse snoerworm *Cephalothrix simula* beperkt zich tot het **noordwestelijk deel van de Stille Oceaan**. De soort werd in 2012 voor het eerst aangetroffen in de Oosterschelde (Nederland) en werd allicht via de **scheepvaart (ballastwater)** geïntroduceerd, al valt internationaal schelpdierentransport ook niet uit te sluiten als potentiële vector. In België wordt deze snoerworm sinds **2015** waargenomen. De soort bevat het neurotoxine tetrodotoxine, waardoor verder onderzoek naar de verspreiding, de impact en de (gezondheids)risico's verbonden met het voorkomen van deze worm is aangewezen.

Oorspronkelijke verspreiding

De Japanse snoerworm komt van nature voor in de noordwestelijke Stille Oceaan [2].

Eerste waarneming in België

In 2015 werd *Cephalothrix* cf. *simula* voor het eerst verzameld aan de oostzijde van het Verbindingsdok en op de linkeroever van het Boudewijnkanaal ter hoogte van Zwankendamme, in de achterhaven van Zeebrugge [3].

Verspreiding in België

In 2016 werden opnieuw gelijkaardige vondsten gedaan te Zeebrugge, in het Verbindingsdok en het Boudewijnkanaal, en ook in 2017 werd de soort terug vastgesteld op deze laatste locatie [3]. In 2020 werd de Japanse snoerworm eveneens verzameld in het Oud Ferrydok in de achterhaven van Zeebrugge [4] en in 2024 werden meerdere specimens van vermoedelijk *Cephalothrix simula* in mosselkluiten uit het Boudewijnkanaal gevonden [5].

Verspreiding in onze buurlanden

In 2012/2013 werden in Nederland vier exemplaren van de Japanse snoerworm ontdekt in de Oosterschelde, één bij Zierikzee en drie specimens bij Sint-Annaland [6].

Op basis van DNA-onderzoek uit 2010 en 2013 kon de Japanse snoerworm reeds op meerdere locaties in Europa worden vastgesteld, zoals langs de Atlantische (Galicië, Asturië en Cantabrië) en Middellanse Zee (Catalonië) kust van Spanje, alsook aan de Italiaanse Adriatische kust (Trieste) [7,8]. In 2015 werden bijkomende mediterrane vindplaatsen van de Spaanse kust (Valencia, Murcia en Andalusië) genoteerd [9,10]. Verder genetisch onderzoek op in Europa verzamelde *Cephalothrix*-species tijdens de periode 2011-2017 leverde zowel nieuwe als bevestigende vindplaatsgegevens op voor de Japanse snoerworm in Frankrijk (Roscoff, Concarneau), Spanje (Blanes) en Italië (Giglio) [11]. In 2018 werd deze snoerworm ook waargenomen in het zuidwesten van Cornwall (Verenigd Koninkrijk) [12]. Aan de hand van het DNA-onderzoek uit 2010 werd de soort ook vastgesteld aan de Noord-Amerikaanse westkust in de Baai van San Diego (Californië) [7] en in 2019-2020 ook in Bodega Harbor ten noorden van San Francisco [13].

Wijze van introductie

De precieze introductiewijze kon nog niet worden achterhaald, maar vermoedelijk is deze worm in de Europese wateren terecht gekomen door mee te liften in ballastwater van schepen, via de aangroei op scheepsrompen of via internationaal transport van schelpdieren voor aquacultuurdoeleinden [12,14,15]. De piste rond ballastwater wordt ondersteund door het feit dat larven van *Cephalothrix* aangetroffen werden in ballastwater in de haven van Vladivostok [16]. Sommige auteurs suggereren meerdere en onafhankelijke introducties in Zuid- en West-Europa [8], een aannemelijke hypothese die op basis van de huidige gegevens echter nog niet bevestigd kan worden [6].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

In Zierikzee werden de snoerwormen aangetroffen tussen de aangroei van bryozoa/ hydrozoa en andere invertebraten op ondiep gelegen stenen van de dijkglooiing langs de oever van de Oosterschelde. Bij Sint-Annaland werden ze gevonden op 14 meter diepte, onmiddellijk onder de dijkglooiing op een zandig substraat tussen Schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*). Deze laatste dienen mogelijks als voedsel voor de snoerworm [6,14]. Weinig tot geen informatie is beschikbaar rond de tolerantie van de soort voor fysicochemische parameters zoals temperatuur en saliniteit.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Milieuaanpassingen als gevolg van de klimaatverandering kunnen eventueel de vestiging van deze soort in het Middellandse Zeegebied en de Atlantische Oceaan verder in de hand werken. Het voorkomen van ontwikkelde gonaden in een specimen alsook de detectie van juveniele individuen tonen aan dat reproductie plaatsvindt in de gekoloniseerde gebieden [8]. Een snelle natuurlijke verspreiding wordt als onwaarschijnlijk geacht, zodat menselijke activiteiten allicht aan de basis liggen van de kolonisatie van nieuwe gebieden [8]. Al kan een verdere dispertie van deze soort vanuit reeds gevestigde populaties door zeestromingen niet uitgesloten worden [12,17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen studies gedaan naar de mogelijke impact van de Japanse snoerworm in nieuwe gekoloniseerde gebieden [12]. Zoals met alle introducties het geval is zal ook deze soort als predator de lokale voedselketen in meerdere of mindere mate beïnvloeden [6]. In een aantal Middellandse Zee-stalen bleek de Japanse snoerworm 28% uit te maken van alle snoerwormen, waarbij de inheemse *Cephalothrix* spp. ontbrak, hetgeen eventueel kan wijzen op competitieve exclusie, al is er een tekort aan data om deze stelling te

onderschrijven [8]. Daarnaast zou de hoge toxiciteit van deze soort (zie verder) predatie door inheemse soorten kunnen beperken, wat een verdere vestiging of verspreiding in de hand kan werken. Meer onderzoek naar de verspreiding (inclusief moleculaire tools gezien de complexe identificatie), de impact en de (gezondheids)risico's verbonden aan het voorkomen van deze soort is aangewezen om het beleid te informeren [12].

De Japanse snoerworm bevat het neurotoxine tetrodotoxine (TTX), ook bekend van de zeer giftige kogelvis, blauwgeringde octopussen en sommige soorten schelpdieren, schaaldieren, stekelhuidigen en een reeks mariene wormen [18]. Tetrodotoxine wordt geproduceerd door de bacterie *Cytobacillus gottheilii* die in het lichaam van de gastheer vertoeft [19]. *Cephalothrix* cf. *simula* blijkt in staat te zijn om extreem hoge concentraties van het gif in haar weefsels op te slaan [20], alhoewel de hoeveelheid ervan in de wormen verschilt tussen de individuen onderling [14]. Zo werd in een enkele worm al eens de voor de mens minimale dodelijke hoeveelheid TTX (24 mg) aangetroffen [21]. Bijna de helft van de onderzochte wormen bevatten ongeveer 20% van deze dosis [6]. Daarom moet het risico dat TTX-positieve snoerwormen via predatie in de voedselketen terechtkomen zorgvuldig geanalyseerd worden [12]. Zo werden in Japan reeds giftige snoerwormen ontdekt op de schelpen van oesters in commerciële aquacultuur, al werd geconcludeerd dat de oesters veilig geconsumeerd konden worden omdat de snoerwormen tijdens het wasproces van de buitenzijde van de schelpen werden verwijderd [21,22]. In 2024 werden in het Boudewijnkanaal ook diverse exemplaren van een snoerworm (zeer waarschijnlijk de Japanse) aangetroffen tussen de bysusdraden van mosselkluiten [5]. Anderzijds geniet de snoerworm zelf van het symbiotische voordeel dat zij het gif kan gebruiken als verdedigingsmiddel tegen predatie en/of als prooiverdovend middel bij het foerageren [20,23].

Specifieke kenmerken

De Japanse snoerworm heeft een cylindrisch lichaam waarbij ogen ontbreken en de mond zich heeft ontwikkeld tot een grote lip die een zuignap vormt. De kleur varieert van donkergeel, lichtoranje tot roodachtig geel. Deze wormen worden tot 20 cm lang (in uitgerekte toestand) en 2 mm dik, maar kunnen ook een stuk kleiner en dunner zijn [8,14]. Het uiterlijk van deze worm lijkt op de inheemse soort *Cephalotrix rufifrons*, maar die worden maximaal 1 mm dik [14,24]. Vaak echter is DNA-onderzoek aan de orde om snoerwormen van elkaar te kunnen onderscheiden [6-8,11,12,15,25]. Voor een meer gedetailleerde en vaak complexe technische soortbeschrijving wordt doorverwezen naar de relevante literatuur [8,13,25-27]. De volledige genoom sequentie van de Japanse snoerworm werd al in 2009 gepubliceerd [28].

De meeste nemertijnen zijn carnivore predatoren en/of aaseters, terwijl enkele groepen er een aparte levenswijze (bv. in symbiose of louter pelagisch) op nahouden [29]. Naast specifieke kenmerken van de mond en het spijsverteringskanaal bepaalt de aard van en de wijze waarop snoerwormen hun uitstulpbare proboscis gebruiken in grote mate het voedselgedrag van de soorten [30]. In laboratorium-omstandigheden werd aangetoond dat

Japanse snoerwormen zich voeden met ringwormen (polychaeten en oligochaeten) [31], terwijl analyses van de maaginhoud tevens wijzen op predatie van amfipoden, isopoden en zelfs andere snoerwormen [16]. Ook nematoden staan bij *Cephalothrix*-species op het menu en canibalisme zou er eveneens zijn vastgesteld [30]. Soorten uit dit genus blijken, wellicht door middel van een bepaald chemotactisch mechanisme, ook prooien van op afstand te kunnen detecteren [32]. In de Oosterschelde werd de Japanse snoerworm aangetroffen in dichte populaties van Schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) en Spinragwormen (*Nicolea zostericola*) die mogelijk als voedsel voor de snoerworm dienen [6,14].

Vaak is nog weinig geweten over het voortplantingsgedrag van snoerwormen. Bij soorten uit de klasse der Palaeonemertea, waaronder het genus *Cephalothrix* ressorteert, gebeurt de bevruchting uitwendig en geslachtelijk. Vrouwelijke en mannelijke voortplantingscellen worden door één of meerdere exemplaren van beide geslachten samen afgezet in een gelatineuse schede. Na de bevruchting verlaten de wormen de schede en vormt zich een geleiachtige eiersnoer. Hierin ontwikkelen de embryo's zich tot een larve die vervolgens uit het eitje sluipt en, zonder verdere larvale metamorfose, rechtstreeks tot een miniatuur snoerwormpje uitgroeit [24,29,33,34]. De reproductie grijpt hoofdzakelijk plaats tijdens de zomermaanden.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Cephalothrix simula* (Iwata, 1952). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=573293 (2024-10-18).

[2] Kajihara, H. (2007). A taxonomic catalogue of Japanese nemerteans (Phylum Nemertea). Zool. Sci. 24(4): 287-326. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394233]

[3] Data monitoring eCOAST. Faasse, M. Persoonlijke mededeling.

[4] Faase, M., Dumoulin, E. (2024). Persoonlijke mededeling.

[5] Dumoulin, M. (2024). Persoonlijke mededeling.

[6] Faasse, M.A.; Turbeville, J.M. (2015). The first record of the north-west Pacific nemertean Cephalothrix simula in northern Europe. Marine Biodiversity Records 8(e17). [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=282170]

[7] Chen, H.; Strand, M.; Norenburg, J.L.; Sun, S.; Kajihara, H.; Chernyshev, A.V.; Maslakova, S.A.; Sundberg, P. (2010). Statistical parsimony networks and species assemblages in cephalotrichid nemerteans (Nemertea). PLoS One 5(9): e12885. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394232]

[8] Fernandez-Alvarez, F.A.; Machordom, A. (2013). DNA barcoding reveals a cryptic nemertean invasion in Atlantic and Mediterranean waters. Helgol. Mar. Res. 67(3): 599-605. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394230]

[9] Herrera-Bachiller, A.; Fernandez-Alvarez, F.A.; Junoy, J. (2015). A taxonomic catalogue of the nemerteans (Phylum Nemertea) of Spain and Portugal. Zool. Sci. 32(6): 507-522. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395807]

[10] Herrera-Bachiller, A. (2016). Los nemertinos de España y Portugal. PhD Thesis. Universidad de Alcalá. Departamento de Ciencias de la Vida: Alcalá de Henares. 441 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395808]

[11] Sagorny, C.; Wesseler, C.; Krämer, D.; von Döhren, J. (2019). Assessing the diversity and distribution of *Cephalothrix* species (Nemertea: Palaeonemertea) in European waters by comparing different species delimitation methods. J. Zoo. Syst. Evol. Research 57(3): 497-519. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395809]

[12] Turner, A.D.; Fenwick, D.; Powell, A.; Dhanji-Rapkova, M.; Ford, C.; Hatfield, R.G.; Santos, A.; Martinez-Urtaza, J.; Bean, T.P.; Baker-Austin, C.; Stebbing, P. (2018). New invasive nemertean species (*Cephalothrix simula*) in England with high levels of tetrodotoxin and a microbiome linked to toxin metabolism. Mar. Drugs 16(11): 452. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=303850]

[13] Ellison, C.I.; Frey, M.R.; Sanford, E.; Maslakova, S. (2024). Ribbon worms (phylum Nemertea) from Bodega Bay, California: A largely undescribed diversity. ZooKeys 1204: 15-64. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393402]

[14] van Bragt, P.H. (2015). Giftige nieuwe soort snoerworm in onze kustwateren aangetroffen. Nature Today 19 juli: online. https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=21677 [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394229]

[15] Kajihara, H.; Sun, S.-C.; Chernyshev, A.V.; Chen, H.-X.; Ito, K.; Asakawa, M.; Maslakova, S.A.; Norenburg, J.L.; Strand, M.; Sundberg, P.; Iwata, F. (2013). Taxonomic identity of a tetrodotoxin-accumulating ribbon-worm *Cephalothrix simula* (Nemertea: Palaeonemertea): A species artificially introduced from the Pacific to Europe. Zool. Sci. 30(11): 985-997. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394228]

[16] Chernyshev, A.V. (2014). Nemertean biodiversity in the Sea of Japan and adjacent areas, in: Song, S. et al. Marine biodiversity and ecosystem dynamics of the Northwest Pacific Ocean. pp. 119-135. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394226]

[17] Pingree, R.D.; Le Cann, B. (1990). Structure, strength and seasonality of the slope currents in the Bay of Biscay region. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 70(4): 857-885. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394224]

[18] Magarlamov, T.Y.; Beleneva, I.A.; Chernyshev, A.V.; Kuhlevsky, A.D. (2014). Tetrodotoxin-producing Bacillus sp. from the ribbon worm (Nemertea) *Cephalothrix simula* (Iwata, 1952). Toxicon 85: 46-51. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395810]

[19] Melnikova, D.I.; Nijland, R.; Magarlamov, T.Y. (2021). The first data on the complete genome of a tetrodotoxin-producing bacterium. Toxins 13(6): 410. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395811]

[20] Malykin, G.V.; Chernyshev, A.V.; Magarlamov, T.Y. (2021). Intrabody tetrodotoxin distribution and possible hypothesis for its migration in ribbon worms *Cephalothrix* cf. *simula* (Palaeonemertea, Nemertea). Mar. Drugs 19(9): 494. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395812]

[21] Asakawa, M.; Ito, K.; Kajihara, H. (2013). Highly toxic ribbon worm *Cephalothrix simula* containing tetrodotoxin in Hiroshima Bay, Hiroshima Prefecture, Japan. Toxins 5(2): 376-395. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394223]

[22] Asakawa, M.; Toyoshima, T.; Shida, Y.; Noguchi, T.; Miyazawa, K. (2000). Paralytic toxins in a ribbon worm *Cephalothrix* species (Nemertean) adherent to cultured oysters in Hiroshima Bay, Hiroshima Prefecture, Japan. Toxicon 38(6): 763-773. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394222]

[23] Goransson, U.; Jacobsson, E.; Strand, M.; Andersson, H.S. (2019). The toxins of nemertean worms. Toxins 11(2): 120. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=310869]

[24] Gibson, R. (1994). Nemerteans: keys and notes for identification of the species. Revised edition. Synopses of the British Fauna, N.S. 24. Field Studies Council: Shrewsbury. ISBN 1-85153-253-6. VII, 224 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=19687]

[25] Kajihara, H. (2017). Species diversity of Japanese ribbon worms (Nemertea), in: Motokawa, M. et al. Species diversity of animals in Japan. pp. 419-444. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=366852]

[26] Iwata, F. (1952). Nemertini from the coasts of Kyusyu. Jour. Fac. Sci. Hokkaido Univ., Ser. VI, Zool. 11(1): 126-148. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395813]

[27] Iwata, F. (1954). The fauna of Akkeshi Bay: XX. Nemertini in Hokkaido (revised report) . Jour. Fac. Sci. Hokkaido Univ., Ser. VI, Zool. 12(1-2): 1-39. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395814]

[28] Chen, H.-X.; Sundberg, P.; Norenburg, J.L.; Sun, S.-C. (2009). The complete mitochondrial genome of *Cephalothrix simula* (Iwata) (Nemertea: Palaeonemertea). Gene 442(1-2): 8-17. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395815]

[29] Gibson, R. (1972). Nemerteans. Hutchinson University Library: London. 224 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395817]

[30] McDermott, J.J.; Roe, P. (1985). Food, feeding behavior and feeding ecology of nemerteans. Am. Zool. 25(1): 113-125. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395818]

[31] Wang, H.; Sun, S.; Li, Q. (2008). Laboratory observations on the feeding behavior and feeding rate of the nemertean *Procephalothrix simulus*. Biol. Bull. 214(2): 166-175. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394221]

[32] Jennings, J.B.; Gibson, R. (1969). Observations on the nutrition of seven species of rhynchocoelan worms. Biol. Bull. 136(3): 405-433. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395819]

[33] Iwata, F. (1960). Studies on the comparative embryology of nemerteans with special reference to their interrelationship. Publ. Akkeshi Mar. Biol. Stat. 10: 1-51. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395820]

[34] Smith, J.E. (1935). The early development of the nemertean *Cephalothrix rufifrons*. J. Cell Sci. Ser.2, 77(307): 335-381. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395821]

Euplana gracilis

© E.A. Lazo-Wasem CC0 1.0

Lector
Tom Van den Neucker

Wetenschappelijke naam
Euplana gracilis Girard, 1853 [1]

De polyclade platworm *Euplana gracilis* is afkomstig uit de **Noordwest-Atlantische Oceaan**. De soort werd allicht verscholen in de aangroeigemeenschap op **scheepsrompen** in West-Europa geïntroduceerd. De worm werd in 2002 voor het eerst in Nederland waargenomen. In **2023** werd hij eveneens aangetroffen in de haven van Zeebrugge. Door zijn cryptische levenswijze is het mogelijk dat de worm lange tijd onopgemerkt in nieuwe gebieden kan gedijen. De soort heeft vermoedelijk een brede temperatuurstolerantie en gedijt in zowel brakwater- als mariene milieus.

Oorspronkelijke verspreiding

Het natuurlijke verspreidingsgebied van de polyclade platworm *Euplana gracilis* is allicht de Atlantische kust van Noord-Amerika, waar de soort voorkomt van Florida tot Prince Edward Island (Canada) [2,3].

Eerste waarneming in België

Euplana gracilis werd in 2023 voor het eerst waargenomen in de haven van Zeebrugge [4].

Verspreiding in België

Het voorkomen van deze platworm werd tot op heden enkel aangetoond in de haven van Zeebrugge [4].

Verspreiding in onze buurlanden

Euplana gracilis werd in 2002 voor de eerste maal geobserveerd in IJmuiden, waar de worm reeds een abundant voorkomen kende net achter de sluizen (brakwater) [2]. In 2004 werd de soort ook aangetroffen in het Veerse Meer, en een jaar later ook in het noordwestelijke deel van de Oosterschelde (Burghsluis, Zierikzee) [5].

Verder van huis werd de soort in 1980 eveneens gesignaleerd in Port Phillip Bay (Victoria) in Zuid-Australië, een voorkomen dat allicht toegeschreven dient te worden aan een introductie [6].

Wijze van introductie

De introductie van deze platworm kan allicht in verband worden gebracht met internationale scheepvaart, waarbij de soort zich schuilhoudt tussen de aangroeigemeenschap op scheepsrompen [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Het uitgestrekte oorsprongsgebied van deze platworm maakt dat de soort vermoedelijk een brede temperatuurstolerantie bezit. Daarnaast gedijt de worm zowel in mariene milieus als in brakwater [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De tolerantie tegenover temperatuurs- en zoutgehaltevariaties maakt het waarschijnlijk dat deze soort ook andere gebieden in Nederland en Europa zal veroveren (of reeds heeft veroverd) [2]. Echter, de biologie van polycladen blijft tot op vandaag voor een groot deel ongekend. Zo is er een gebrek aan kennis over het al dan niet voorkomen van een larvale fase in het ontwikkelingsproces, voedingsgewoonten, verspreiding en seizoensgebondenheid, hetgeen de analyse van mogelijke verspreidingspatronen belemmert [7]. Hoewel de meest voorkomende ontwikkelingswijze bij polycladen 'directe ontwikkeling' betreft (waarbij het embryo zich rechtstreeks ontwikkelt tot een vorm die lijkt op de jonge volwassene), zijn er ook veel soorten die zich indirect ontwikkelen via een planktonisch larvaal stadium [8].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen gegevens gekend over effecten of potentiële maatregelen die verband houden met het voorkomen van *Euplana gracilis*.

Specifieke kenmerken

Euplana gracilis is iets kleiner dan een centimeter en heeft een vlekkerige bruingrijze kleur. Het lichaam is langwerpig en wordt naar achter toe iets smaller. Tentakels ontbreken. De exemplaren van IJmuiden hebben twee grotere tentaculaire oogvlekken, ieder ogenschijnlijk bestaande uit twee samengesmolten oogvlekken, en daarvoor, in de lengterichting van het lichaam, twee slordige rijen van ieder ongeveer vier kleinere cerebrale oogvlekjes. In de literatuur wordt tegenstrijdige informatie gegeven omtrent het patroon van oogvlekken op de kop van deze platworm. Op basis van het materiaal van IJmuiden kon ook niet worden vastgesteld of het oogvlekkenpatroon variabel is of dat onder de naam *Euplana gracilis* meerdere soorten zijn samengevat [2].

Polyclade platwormen hebben in het algemeen een zeer cryptische levenswijze. Veel soorten mijden het licht en hebben de neiging een schuilplaats te zoeken in nauwe openingen [2]. Deze levenswijze is mogelijks de reden achter het feit dat er weinig aanwijzingen zijn van 'geslaagde kolonisaties' door platwormen buiten hun natuurlijk leefgebied [9], daar ze makkelijk onopgemerkt in nieuwe gebieden kunnen gedijen [2].

Een zeldzame studie die de voedingsgewoonten van *Euplana gracilis* onderzocht toonde aan dat de platworm een micropredator is die zich – althans volgens deze studie – exclusief voedt met kokerbouwende vlokreeftjes [10].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Euplana gracilis* Girard, 1853. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=157977 (2024-10-18).

[2] Faasse, M.; Ates, R. (2003). De Nederlandse polyclade platwormen (Platyhelminthes: Turbellaria: Polycladida): 2. De uit Amerika afkomstige *Euplana gracilis* (Girard, 1850). Het Zeepaard 63(2): 57-60. [https://vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=34124]

[3] Hyman, L.H. (1941). The polyclad flatworms of the Atlantic coast of the United States and Canada. Proc. U.S. Natl. Mus. 89(3101): 449-495. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393690]

[4] Dumoulin, E. (2024). Persoonlijke mededeling.

[5] Faasse, M.; Ligthart, M. (2007). De Nederlandse polyclade platwormen (Platyhelminthes: Turbellaria: Polycladida): IV. *Stylostomum ellipse* en *Imogine necopinata* (en *Euplana gracilis*). Het Zeepaard 67(2): 44-47. [https://vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=110005]

[6] Prudhoe, S. (1982). Polyclad turbellarians from the southern coasts of Australia. Rec. South Aust. Mus. 18(16): 361-384. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394256]

[7] Tosetto, L.; McNab, J.M.; Hutchings, P.A.; Alonso Rodriguez, J.; Williamson, J.E. (2023). Fantastic flatworms and where to find them: Insights into intertidal polyclad flatworm distribution in southeastern Australian boulder beaches. Diversity 15(3): 393. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393674]

[8] Rawlinson, K.A. (2014). The diversity, development and evolution of polyclad flatworm larvae. EvoDevo 5(1): 9. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393688]

[9] Faubel, A.; Gollasch, S. (1996). *Cryptostylochus hullensis* sp. nov. (Polycladida, Acotylea, Platyhelminthes): a possible case of transoceanic dispersal on a ship's hull. Helgol. Meeresunters. 50: 533-537. [https://vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=25069]

[10] Janiak, D.S.; Adams, J.N.; Rubinoff, B.; Osman, R.W. (2017). Predator-prey interactions of the polyclad, *Euplana gracilis*, and the amphipod, *Apocorophium lacustre*, in the Chesapeake Bay. Est. Coast. 40(2): 513-521. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393683]

Ficopomatus enigmaticus

Trompetkalkkokerworm

© Leslie Harris - NHMLAC

Lector
Francis Kerckhof

Wetenschappelijke naam
Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923) [1]

De Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus* is een kokerbouwende borstelworm die vermoedelijk uit de **zuidelijke hemisfeer** afkomstig is. De worm vereist een hard substraat om zich te vestigen. Als de worm in hoge densiteit voorkomt kunnen rifstructuren ontstaan, die kunnen uitgroeien tot dimensies van vier meter in diameter en ruim twee meter in hoogte. De primaire introductie kan hebben plaatsgevonden via vasthechting op **scheepsrompen**, via **ballastwater of** samen met **getransporteerde weekdieren**. De Trompetkalkkokerworm werd in **1950** voor de eerste keer in België waargenomen in de haven van Oostende, op de romp van een marien onderzoeksschip. Velen zien deze wormen als een pest omdat ze omvangrijke riffen vormen op schepen en haveninfrastructuren, maar dit is langs de Belgische kust nog niet het geval.

Oorspronkelijke verspreiding

De Trompetkalkkokerworm *Ficopomatus enigmaticus* komt voor in wateren met wisselend zoutgehalte [2], variërend van zoet tot zout water van meer dan 35 psu [3] en mogelijk zelfs 55 psu [4,5].

Zijn oorspronkelijke verspreidingsgebied is onbekend. Men gaat ervan uit dat de soort oorspronkelijk uit de zuidelijke hemisfeer afkomstig is [2]. Echter, zowel in Australië [2], langs de Zuid-Amerikaanse oostkust [6], Zuid-Afrika en de Oost-Aziatische kusten wordt hij eveneens als geïntroduceerd beschouwd [7]. De exemplaren die langs de kusten van Indonesië en India voorkomen – wat vroeger als zijn oorsprongsgebied beschouwd werd – blijken tot een andere soort te behoren [8].

Eerste waarneming in België

De Trompetkalkkokerworm werd voor het eerst bij ons waargenomen in augustus 1950, in de haven van Oostende. De dieren werden gevonden op de romp van de 'Hinders', het toenmalige onderzoeksschip van de Visserijdienst [8].

Verspreiding in België

Deze soort wordt bij ons gesignaleerd op harde substraten in de havens van Oostende en Nieuwpoort [9]. De soort wordt sinds 2015 eveneens aangetroffen in de Zeeschelde [10]. Het gaat meestal om solitaire dieren of kleine, heel breekbare riffen met minder dan 1.000 exemplaren [11,12]. Sinds 2021 wordt de Trompetkalkkokerworm ook sporadisch waargenomen in de jachthaven van Zeebrugge [13].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste Europese waarnemingen (1921) van de Trompetkalkkokerworm kwamen uit Caen, in de Franse kanaalzone. De worm kwam er toen reeds algemeen voor, op minder dan 30 meter diepte, vastgehecht aan plantenstengels, hout, stenen en schelpen [14]. Eén jaar later werden exemplaren waargenomen in de haven van Londen [2]. De Trompetkalkkokerworm vormt in Zuid-Engeland in brakke kustgebieden nog steeds compacte riffen met meer dan 1.000 exemplaren per m^2 [2,12]. Ook in Ierland is de soort permanent gevestigd [2,12].

De eerste Nederlandse exemplaren werden in 1968 in het Veerse Meer en het Kanaal door Walcheren (Zeeland) aangetroffen [15-18]. Alhoewel de soort vroeger algemeen gevonden werd in het Veerse Meer, is ze hier verdwenen sinds zout water het meer instroomt. Desondanks is het niet uitgesloten dat de soort nog aanwezig kan zijn nabij plaatsen

waar zoetwater het meer instroomt. De worm kan in de rest van Zeeland gedetecteerd worden in binnenwateren, in havens met zoetwaterinstroom, en ook, sinds 1991, in het Noordzeekanaal [16].

In Frankrijk en Spanje komt de Trompetkalkkokerworm voor in brakke estuaria langs de Atlantische kust en in het Middellandse Zeegebied [8,16,19]. Daar vormde de worm na zijn introductie bijzonder snel gigantische rifstructuren tot vier meter in diameter en twee meter in hoogte [20]. In Duitsland werd de soort voor het eerst gevonden in 1975 in Emden, vlakbij de Nederlandse grens. De leeftijd van deze dieren werd toen op twee tot drie jaar geschat, waaruit afgeleid kan worden dat de introductie in Duitsland wellicht dateert van vóór 1973 [21].

Groot-Brittannië wordt algemeen beschouwd als de meest noordelijke grens waarbinnen voortplanting mogelijk is en populaties zich kunnen vestigen. Toch werden in Deense wateren al enkele tijdelijke populaties waargenomen, naast enkele gevestigde populaties in industrieel verwarmd water [22,23].

Wijze van introductie

De Trompetkalkkokerworm zou zich over de wereldzeeën verspreid hebben door zich aan de rompen van transportschepen vast te hechten, of doordat larven meegevoerd werden in het ballastwater [7]. Deze veronderstelling wordt bekrachtigd door het feit dat de soort steeds voorkomt in de nabijheid van scheepvaartroutes [24]. Het is echter ook mogelijk dat exemplaren getransporteerd werden via schelpen van commerciële weekdieren [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Deze worm is in België helemaal niet zo dominant aanwezig als in warmere streken. De riffen die in gebieden met een gematigd klimaat gebouwd worden (riffen met diameter tot 20 cm) zijn slechts een fractie van wat in warmere regio's (zoals de Middellandse Zee, zie boven [20]) aangetroffen kan worden [7]. Dit doet vermoeden dat de optimale groeivoorwaarden bij hogere temperaturen liggen.

Waarom de Trompetkalkkokerworm toch gedijt in onze streken heeft o.a. te maken met zijn grote saliniteitstolerantie, ideaal voor het koloniseren van estuaria. Daarnaast is in estuaria vaak veel voedsel voorhanden, wat maakt dat deze borstelworm er snel kan groeien en voortplanten. Verder dragen het ontbreken van competitieve soorten en de afwezigheid van predatoren bij tot zijn succes [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort is gevoelig voor lage temperaturen en kan in Noord-Europa eerder moeilijk gedijen, met uitzondering van gebieden met artificieel verhoogde watertemperaturen [2]. Zo zal dit dier zijn koker niet meer verder uitbouwen bij een watertemperatuur lager dan 7 °C [24]. Een temperatuur van meer dan 18 °C is vereist voor een optimale groei en reproductie [26,27].

De Trompetkalkkokerworm kan in zowel zoet als zout water overleven, maar geeft de voorkeur aan brak water [6]. De soort kan zich het best uitbreiden in water met een zoutgehalte tussen 10 en 30 psu [26,27]. Ten slotte hebben de hoeveelheid voedsel in de waterkolom, de stroomsnelheid en de diepte van het water een invloed op het al dan niet voorkomen van deze worm [6]. De soort komt voornamelijk voor in ondiepe en middeldiepe wateren, en gedijt bij voorkeur in een weinig dynamisch milieu [26].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Vanuit economisch standpunt zien velen de Trompetkalkkokerworm als een pestsoort, te wijten aan de riffen die ze vormt op scheepsrompen en haveninfrastructuur. Deze riffen kunnen verwijderd worden door ze af te schrapen. Dit is echter arbeidsintensief [2]. Daarnaast maakt men ook gebruik van anti-aangroeiverven om vasthechting te vermijden of te beperken. Zulke aangroeiverven zijn echter duur [28] en kunnen eveneens het ecosysteem beschadigen [29]. Aangezien deze worm hard substraat nodig heeft om zich te ontwikkelen, wordt het afgeraden harde objecten te dumpen op plaatsen waar deze soort voorkomt [30].

Inheemse soorten hebben ook baat bij de massale aanwezigheid van deze worm in (half) gesloten wateren – zoals havens – omdat ze als filtervoeder de waterkwaliteit verbetert. Zo haalt de Trompetkalkkokerworm zwevende deeltjes uit de waterkolom, en zorgt hij voor meer zuurstof en minder nutriënten, hetgeen vooral bodemdieren ten goede komt [2]. Maar wanneer de trompetkalkokerworm in hoge aantallen voorkomt, dan kan hij als filtervoeder het aanwezige plankton sterk doen afnemen, waardoor er minder voedsel overblijft voor inheemse soorten [2]. Extreem hoge aantallen kunnen eveneens een invloed uitoefenen op lokale waterstromingen (hydrodynamiek) en sedimentatie-eigenschappen [6].

Veel kokerbouwende wormen oefenen een sterke invloed op hun omgeving uit. Net zoals bij de inheemse zandkokerriffen, kan in en rond de kokers van de Trompetkalkkokerworm een heel typische fauna teruggevonden worden, waarbij deze kokers als het ware een apart habitat of leefgebied gaan vormen. Daarom noemt men dergelijke soorten ecosysteemingenieurs [31].

Voorbeelden van dieren die in associatie met de kokers van de Trompetkalkkokerworm leven, zijn de vlokreeftjes (Amphipoda) *Leptocheirus pilosus*, *Monocorophium insidiosum*

en *Melita palmata* en de Veelkleurige duizendpoot *Hediste diversicolor*, een borstelworm (Polychaeta) [32]. Zo kunnen een aantal inheemse soorten profiteren van de habitatstructuur die gevormd wordt door een uitheemse ecosysteemingenieur. Dat het effect van de introductie van een exoot nooit eenduidig positief of negatief is, werd aangetoond in Argentinië. Hier bleek dat Trompetkalkkokerwormriffen een belangrijke schuilplaats kunnen geven aan een inheemse krab, die op zijn beurt dan andere inheemse soorten wegvangt [33].

Specifieke kenmerken

De Trompetkalkkokerworm is een bostelworm die in harde kalkkokers leeft met een doorsnede tot 2 mm en een lengte tot 40 mm. De koker heeft een trompetvormig uiteinde waar de mond zit, vandaar zijn naam [16]. De worm vormt omvangrijke, rifachtige aggregaties die wel 7 meter in omvang kunnen zijn. In vroege stadia zijn de kokers wit, maar worden later bruin. De worm zelf wordt 20 tot 25 mm lang. Ze hebben een 'kroon' van 12 tot 20 zogenaamde radiola die gebruikt worden om te filteren [34].

De Trompetkalkkokerworm behoort tot de groep van de vastzittende kokerbouwende wormen (Serpulidae). Typisch voor deze groep is de aanwezigheid van een dekseltje of operculum, waarmee de koker kan worden afgesloten als de worm zich hierin terugtrekt [35]. De vorm van het deksel kan gebruikt worden om de verschillende soorten te herkennen. Bij de Trompetkalkkokerworm is dit eerder knots- of paddenstoelvormig en voorzien van zwarte stekels.

Binnen de kokerbouwende wormen kunnen twee verschillende bouwstijlen onderscheiden worden. Enerzijds zijn er soorten die met behulp van slijm – ook wel 'mucus' genoemd – zandkorreltjes en kleine schelpfragmentjes aan elkaar kleven tot een koker. Een voorbeeld hiervan is de veel voorkomende Schelpkokerworm *Lanice conchilega* of de minder talrijk voorkomende Zandkokerworm *Sabellaria spinulosa*. Anderzijds zijn er soorten die, net zoals de Trompetkalkkokerworm, zelf kalk afscheiden en zo een koker vormen [35]. Een voorbeeld hiervan is de inheems Driekantige kalkkokerworm *Pomatoceros (Spirobranchus) triqueter*.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=130988 (2024-10-18).

[2] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[3] Straughan, D. (1972). Ecological studies of *Mercierella enigmatica* Fauvel (Annelida-Polychaeta) in Brisbane River. J. Anim. Ecol. 41(1): 93-126. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303165]

[4] Mineur, F.; Cook, E.J.; Minchin, D.; Bohn, K.; Macleod, A.; Maggs, C.A. (2012). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. Oceangr. Mar. Biol. Ann. Rev. 50: 189-234. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=232757]

[5] Zaitsev, Y.; Öztürk, B. (2001). Exotic Species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas. Turkish Marine Research Foundation: Istanbul, Turkey. ISBN 975-97132-2-5. pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303166]

[6] Schwindt, E.; De Francesco, G.G.; Iribarne, O. (2004). Individual and reef growth of the invasive reef-building polychaete *Ficopomatus enigmaticus* in a south-western Atlantic coastal lagoon. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 84(5): 987-993. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=67847]

[7] Minchin, D. (2009). *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel), tube worm (Serpulidae, Annelida), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading nature - Springer series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 282. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135008]

[8] Leloup, E.; Lefevere, S. (1952). Sur la présence dans les eaux de la côte belge du cirripède, *Elminius modestus* Darwin, 1854, du copépode parasite, *Mytilicola intestinalis* Steuer, 1902, et du polychète, Mercierella enigmatica Fauvel, 1922. Med. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 28(48): 1-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=20621]

[9] Kerckhof, F. (2006). National report Belgium, 2005, in: ICES Advisory Committee on the Marine Environment. Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen: pp. 43-45. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111238]

[10] Soors, J. (2020). Persoonlijke mededeling.

[11] Rabaut, M.; Braeckman, U.; Rappé, K.; Degraer, S.; Kerckhof, F. (2008). “Borstelwormen bedreigen Heist”: een sciencefictionverhaal, De Grote Rede, 22. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende: pp. 31. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=303167]

[12] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Trompetkalkkokerworm - *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). https://waarnemingen.be/soort/view/27020?waardplant=0&poly=1&from=2000-10-20&to=2018-11-20&method=0&rar=0&only_approved=0&maand=0&prov=0&rows=20&os=0&hide_hidden=0&hide_hidden=1&show_zero=0 (2018-11-20).

[13] waarnemingen.be. *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923). https://waarnemingen.be/species/27020. (2024-10-03)

[14] Fauvel, P. (1923). Un nouveau Serpulien d’eau saumâtre *Merciella* n.g. *enigmatica* n.sp. Bull. Soc. Zool. France 47: 424-430. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=138291]

[15] Wolff, W.J. (1968). Een nieuwe borstelworm in Nederland: *Mercierella enigimatica* Fauvel. Het Zeepaard 28(4): 56-58. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=115359]

[16] Wolff, W.J. (1969). *Mercierella enigimatica* Fauvel, een borstelworm van het brakke water, voor het eerst in Nederland gevonden. Het Zeepaard 72: 85-91. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=37818]

[17] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[18] Stegenga, H. (2004). *Griffithsia corallinoides* van Strijenham. Het Zeepaard 64(1): 13-17. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=58143]

[19] Camus, P.; Compère, C.; Blanchet, A.; Dimeet, J.; Hamon, D.; Lacotte, N.; Peleau, M.; Lassalle, E. (2000). *Ficopomatus enigmaticus*: Ecologie, répartition en Bretagne et en France, nuisances et moyens de lutte sur le site atelier du port de Vannes. Ifremer: Vannes, France. 9 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121306]

[20] Fornós, J.J.; Forteza, V.; Martínez-Taberner, A. (1997). Modern polychaete reefs in Western Mediterranean lagoons: *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) in the Albufera of Menorca, Balearic Islands. Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol. 128: 175-186. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207775]

[21] Nehring, S.; Leuchs, H. (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste: eine Übersicht. Bericht BfG, 1200. Bundesanstalt für Gewässerkunde = Federal Institute of Hydrology: Koblenz. 131 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120661]

[22] Rasmussen, E. (1958). Emigranter i Københavns Sydhavn. Naturens Verden 8: 231-234. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=129242]

[23] Thorp, C.H. (1994). Population variation in *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta, Serpulidae) in a brackish water millpond at Emsworth, West Sussex, U.K. Mém. Mus. natl. hist. nat., Sér. A Zool. 162: 585-591. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101672]

[24] Ten Hove, H.A. (1974). Notes on Hydroides elegans (Haswell 1883) and *Mercierella enigmatica* Fauvel 1923, alien serpulid polychaetes introduced into the Netherlands. Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 4(6): 45-51. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119065]

[25] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[26] Wijnhoven, S.; Hummel, H. (2009). Historische analyse exoten in de Zeeuwse delta. De opkomst, verspreiding en impact van exoten onder de macrofauna van het zachte substraat in de Zeeuwse brakke en zoute wateren. Monitor Taskforce Publications Series, 2009-11. NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie: Yeserke, The Netherlands. 196 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=201884]

[27] Schories, D. (2018). Website on alien species in Swedish Seas and archipelago areas; Harris mud crab (*Rhithropanopeus harrisii*). http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Rhithropanopeus_harrisii.pdf (2018-08-30).

[28] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[29] Thomas, K.V.; Brooks, S. (2010). The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26(1): 73-88. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298933]

[30] McQuaid, K.A.; Griffiths, C.L. (2014). Alien reef-building polychaete drives long-term changes in invertebrate biomass and diversity in a small, urban estuary. Est., Coast. and Shelf Sci. 138: 101-106. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=]

[31] Jones, C.M.; Lawton, J.H.; Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. Oikos (Kbh.) 69: 373-386. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207774]

[32] Thomas, N.S.; Thorp, C.H. (1994). Cyclical changes in the fauna associated with tube aggregates of *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel). Mém. Mus. natl. hist. nat., Sér. A Zool. 162: 575-584. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101668]

[33] Schwindt, E.; Bortolus, A.; Iribarne, O.O. (2001). Invasion of a reef-builder polychaete: direct and indirect impacts on the native benthic community structure. Biological Invasions 3(137-149). [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=202297]

[34] Shumka, S.; Kashta, L.; Cake, A. (2014). Occurrence of the nonindigenous tubeworm *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) (Polychaeta: Serpulidae) on the Albanian coast of the Adriatic Sea. Turk. J. Zool. 38(4): 519-521. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=282524]

[35] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

Hydroides ezoensis

Kroontjesworm

© Ad Aleman

Lector
Emmanuel Dumoulin

Wetenschappelijke naam
Hydroides ezoensis Okuda, 1934 [1]

De Kroontjesworm *Hydroides ezoensis* is afkomstig uit het **noordoostelijk deel van de Stille Oceaan**. Deze worm werd in **2021** voor de eerste maal waargenomen in de jachthaven van Zeebrugge. De eerste waarneming op het Europese continent dateert van 1973, in Frankrijk. Deze introductie hield verband met **schelpdiertransport** vanuit Japan. Of de latere introducties in Zuid-Engeland, Nederland en België het gevolg zijn van secundaire verspreiding (scheepvaart of natuurlijk) uit de Franse regio of een nieuwe primaire introductie (scheepvaart) betroffen is op heden nog niet gekend. De worm hecht zich vrijwel aan eender welk ondergedompelde structuur met een microbiële film in de lage intergetijdenzone tot in ondiepe subtidale gebieden.

Oorspronkelijke verspreiding

De Kroontjesworm komt oorspronkelijk voor in het noordoostelijke deel van de Stille Oceaan, meer specifiek in de Japanse Zee en de Oost-Chinese Zee [2,3].

Eerste waarneming in België

Deze borstelworm werd voor de eerste maal waargenomen in 2021, en mogelijk zelfs al iets vroeger, in de jachthaven van Zeebrugge [4]. Door haar zeer beperkte en onopvallende voorkomen tussen de aangroei op de pontons van de jachthaven is het aannemelijk dat de soort er vóór 2021 hier en daar al aanwezig was maar onopgemerkt bleef. Eenmalige eventuele pre-2021-waarnemingen werden niet genoteerd en kregen onvoldoende aandacht vanwege de vooronderstelling dat het wellicht om de cosmopolitische *Hydroides norvegicus* zou gaan, waarmee de Kroontjesworm verward kan worden [5-9].

Verspreiding in België

Buiten de jachthaven werd de soort vermoedelijk ook aangetroffen op strandhoofden aan de oostkust: in 2023 ter hoogte van de Zwinbosjes (Knokke) en in 2024 te Duinbergen [10]. De geldigheid van deze waarnemingen zal verder onderzocht moeten worden.

Verspreiding in onze buurlanden

Op een aantal plaatsen aan de Atlantische kust van Frankrijk werd vanaf 1968 en vooral tussen 1971 en 1973 veel oesterzaad (getransporteerd op oester- en grote mantelschelpen) van de Japanse oester *Crassostrea/Magallana gigas* ingevoerd voor de kweek. In 1974 werd in de Baai van Bourgneuf en rond Le Croisic onderzoek gedaan naar de met deze invoer meegelifte epifauna. Daaruit bleek dat de Kroontjesworm talrijk aanwezig was op de als substraat fungerende schelpkleppen [11]. Naast de opgave van nog een aantal vindplaatsen aan de Franse Atlantische kust werd ook gesuggereerd dat bij de invoer van oesterzaad van de Japanse oester begin jaren 1970 op verschillende plaatsen in Het Kanaal (Noord-Bretagne en Normandië), alsook in de Middellandse Zee (Sète), mogelijk de Kroontjesworm ook was meegekomen [2,3]. Het bleef echter onzeker of de soort zich aan de Franse kusten daadwerkelijk had weten te vestigen. Een uitgebreide monitoring van havens en oesterparken langsheen de Franse Atlantische- en Kanaalkust in 1986 bracht geen enkel exemplaar van deze kalkkokerworm meer aan het licht [2,12]. Een nieuwe observatie in Franse wateren bleef uit tot 1997. Toen werd de Kroontjesworm waargenomen in het havengebied van Le Havre (Normandië), waarbij verondersteld werd dat ze er in 1996 al werd geïntroduceerd [13].

In Engeland werd de Kroontjesworm in 1982 zeer talrijk vastgesteld op gestationeerde sleepboten in de dokken van Southampton. Op een scheepswerf in het nabijgelegen Marchwood zou een gelijkaardige aangroei ook al zijn waargenomen in 1980 en 1981. Het herbekijken van in 1979 verzameld materiaal uit twee jachthavens uit het Hamble-estuarium onthulde tevens adulte exemplaren van deze worm. In 1977 werd ook per toeval een klein exemplaar van een kalkkokerworm-soort ontdekt in de zeewater-inlaat van de kerncentrale van Fawley, wat later een Kroontjesworm bleek te zijn. Het onderzoek van begin jaren 1980 in Southampton Water, het Hamble-estuarium, The Solent en aanpalende havens van Portsmouth, Langstone en Chichester leverde vele vindplaatsen van de worm in deze regio op. Prospectie in andere havens aan de Engelse zuid- en westkust en één aan de oostkust waren telkens negatief. De introductie van de soort in de jachthaven van Brighton in 1984 via aangroei op de romp van een vaartuig bleek niet succesvol. De populatie bleek niet levensvatbaar en was in 1986 nagenoeg verdwenen. Veronderstelt wordt dat de kolonisatie van The Solent en omgeving mogelijks niet planktonisch vanuit de tijdelijke (kortlevende?) populaties aan de Franse Kanaalkust gebeurd is, maar wel via een herhaaldelijke aanvoer plaatsvond als aangroei of in ballastwater van schepen uit Japan [2,12]. In 2003 werd het voorkomen van de Kroontjesworm in het noordoostelijke deel van de Engelse oostelijke Kanaalkust bevestigd [14].

In 2019 werd de Kroontjesworm aangetroffen op artificiële structuren in de havens van Vlissingen en Rotterdam [15]. Twee jaar later werden ook een aantal exemplaren gevonden op diverse locaties in het westelijk deel van het Grevelingenmeer [16]. Verder van huis heeft de Kroontjesworm in 1996 ook voet aan wal gezet in Australië [5,17].

Wijze van introductie

In Frankrijk werd de soort in de jaren ’70 aangetroffen op schelpen van uit Japan geïmporteerde Japanse oesters *Crassostrea/Magallana gigas*. Wat Engeland betreft wordt het waarschijnlijker geacht dat de soort werd geïntroduceerd via het transport van volwassen dieren met schepen uit Japan (ballastwater of aangroei op de romp), eerder dan dat planktonische larven uit Frankrijk op natuurlijke wijze op de stroming zouden zijn meegevoerd [12]. Verder geldt dat het tijdsverschil van meerdere decennia tussen de introducties in Frankrijk en Nederland niet eenduidig verklaard kan worden. Zowel de toename in watertemperatuur (met een geleidelijke noordwaartse verschuiving in populaties) als de toevallige verdere verspreiding via scheepvaart vormen plausibele opties [15].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort blijkt tolerant voor zeewatertemperatuurvariaties tussen -1°C (winter) en 32,2°C (zomer) [18-20], met een minimale en optimale reproductietemperatuur van respectievelijk 18°C en 24°C [20]. Er wordt aangenomen dat de soort in natuurlijke condities niet kan

overleven bij een saliniteit lager dan 10 psu. De hoogste overlevings- en metamorfosegraad doen zich voor bij zoutgehaltes tussen 25 en 35 psu, maar de soort weet te overleven binnen een saliniteitsrange tussen 20 en 40 psu [21].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Deze worm hecht zich vrijwel aan eender welk ondergedompelde structuur met een microbiële film in de lage intergetijdenzone tot in ondiepe subtidale gebieden (tot 11,8 meter diepte aangetroffen), zoals rotsen, schelpen, macroalgen, scheepsrompen, boeien, mariene kwekerijapparatuur en steigers [2,5,17].

Met een planktonisch larvaal stadium en een sessiel volwassen stadium kunnen *Hydroides*-soorten gemakkelijk worden getransporteerd (al dan niet door menselijk toedoen) en zo worden geïntroduceerd op nieuwe locaties, waar ze onder gunstige omgevingsomstrandigheden snel grote populaties kunnen bereiken [22-24].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De soort staat gekend als een aangroeiorganisme die dichte kolonies van sterk hechtende kalkhoudende kokers kan vormen op onderwaterstructuren, zoals aquacultuurinstallaties (op netten, maar ook op de schelpdieren zelf [25]), scheepsrompen, boeien [26] en koelwatersystemen [6,12,27]. Zo heeft de soort reeds navigatieproblemen veroorzaakt in Engeland, doordat de aangroei van deze worm (tot 30 cm dik) het drijfvermogen van navigatieboeien aantastte [28]. Dit leidt tot hoge economische kosten met het oog op het verwijderen van kokers op kunstmatige structuren, en heeft een negatieve invloed op de prijs van aangetaste weekdieren voor menselijke consumptie [6]. Pogingen tot het verdrijven van de Kroontjesworm op oesterbedden omvatten ondermeer het onderdompelen in zoetwater, echter deze maatregel bleek weinig effectief [12].

Deze aangroeigemeenschappen kunnen ook een negatieve invloed hebben op de lokale mariene gemeenschapsstructuur door het wijzigen van de ecosysteemdynamiek en de soortensamenstelling door competitie om ruimte en voedsel [6]. Het is echter onzeker of dit scenario zich ook hier zal voltrekken.

Specifieke kenmerken

De Kroontjesworm wordt maximaal tot 43 mm lang (gewoonlijk 25-35 mm [22]) met een maximale thoraxbreedte van 7 mm [7,8]. Kalkkokerwormen zeven voedseldeeltjes uit het water met een dubbele tentakelkrans aan de kop. Die telt een 30-tal stekels en heeft een doorsnede van ongeveer 15 mm. De kransen verschillen per individu qua kleur, van weinig opvallend (semitransparant wittig, grijswit, grauwgroen met vaalbruine dwarsbanden) tot

fel gekleurd geel en blauw. Als de dieren teruggetrokken in hun koker zitten, zie je de tentakelkransen niet. De opening van de koker sluiten ze af met een sluitplaatje (operculum) [29]. De branchiae en het operculum maken ongeveer één vijfde uit van de totale lengte [5,7,8].

De uit kalk bestaande kokers zijn wit en zitten stevig vastgegroei aan het substraat, gewoonlijk stenen of schelpen, of andere organismen. Ze zijn vaak in meerdere windingen spiraalvormig opgerold, maar kunnen ook langwerpig, hoekig of gebogen zijn. Heel karakteristiek zijn de twee (niet altijd even duidelijke) richels op de bovenzijde van de koker. Hierdoor is eventuele verwarring met de inheemse Driekantige kalkkokerworm *Spirobranchus triqueter* mogelijk. Deze laatste heeft echter slechts één duidelijke scherpe kiel op de koker waardoor haar doorsnede driehoekig is [29]. De Kroontjesworm is ook nauw verwant aan een andere inheemse kalkkokerworm *Hydroides norvegicus* en is er, in het geval van minder duidelijke richels mogelijk ook mee te verwisselen [8].Voor een gedetailleerde beschrijving van deze soorten wordt doorverwezen naar de gespecialiseerde literatuur [5,7-9].

Het plaatje van geïntroduceerde *Hydroides*-species kan gecompliceerd worden omdat ook andere soorten, zoals *Hydroides elegans*, *Hydroides dianthus* en andere, zich op antropogene wijze wereldwijd blijken te verspreiden en hier eventueel hun intrede kunnen doen [12,30]. Mocht er bij de *Hydroides*-soorten daarenboven een niche-overlap optreden waardoor zij sympatrisch kunnen voorkomen zal dat extra aandacht vragen met betrekking tot een juiste identificatie [4].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131003 (2024-10-18).

[2] Thorp, C.H.; Pyne, S.; West, S.A. (1987). *Hydroides ezoensis* Okuda, a fouling serpulid new to British coastal waters. J. Nat. Hist. 21(4): 863-877. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=365433]

[3] Zibrowius, H. (1978). Introduction du polychète Serpulidae japonais *Hydroides ezoensis* sur la côte atlantique française et remarques sur la propagation d'autres espèces de Serpulidae. Téthys 8(2): 141-150. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393924]

[4] Dumoulin, E. (2024). Persoonlijke mededeling.

[5] Sun, Y.; Wong, E.; ten Hove, H.A.; Hutchings, P.A.; Williamson, J.E.; Kupriyanova, E.K. (2015). Revision of the genus *Hydroides* (Annelida: Serpulidae) from Australia. Zootaxa, 4009(1). Magnolia Press: Auckland. ISBN 978-1-77557-779-9. 1-99 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393879]

[6] Sun, Y. (2017). Taxonomy, barcoding and phylogeny of *Hydroides* (Serpulidae, Annelida), the largest genus of notorious fouling and invading calcareous tubeworms. PhD Thesis. Macquarie University, Department of Biological Sciences: Sydney. vii, 320 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393868]

[7] Imajima, M. (1976). Serpulinae (Annelida: Polychaeta) from Japan: I. The genus *Hydroides*. Bull. Natl. Mus. Nat. Sci., Ser. A 2(4): 229-248. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393878]

[8] Okuda, S. (1934). Some tubicolous annelids from Hokkaido. Journal Fac. Sci. Hokkaido Un. Zool. 3(4): 233-246. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393468]

[9] Rzhavsky, A.V.; Kupriyanova, E.K.; Sikorski, A.V.; Dahle, S. (2014). Calcareous tubeworms (Polychaeta, Serpulidae) of the Arctic Ocean. KMK Scientific Press: Moscow. ISBN 978-5-87317-988-6. 191 + plates pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=245464]

[10] waarnemingen.be. *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934. https://waarnemingen.be/species/837209/. (2024-03-05).

[11] Gruet, Y.; Héral, M.; Robert, J.M. (1976). Premières observations sur l'introduction de la faune associée au naissain d'huîtres japonaises *Crassostrea gigas* (Thunberg), importé sur la côte atlantique française. Cah. Biol. Mar. 17(2): 173-184. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=61523]

[12] Zibrowius, H.; Thorp, C.H. (1989). A review of the alien serpulid and spirorbid polychaetes (Polychaeta, Annelida) in the British Isles. Cah. Biol. Mar. 30(3): 271-285. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=65077]

[13] Breton, G.; Vincent, T. (1999). Invasion du port du Havre (France, Manche) par *Hydroides ezoensis* (Polychaeta, Serpulidae), espèce d'origine japonaise. Bull. trim. Soc. Géol. Normandie et Amis Muséum du Havre 86(2): 33-43. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393922]

[14] Dauvin, J.-C.; Dewarumez, J.-M.; Gentil, F. (2003). Liste actualisée des espèces d'Annélides Polychètes présentes en Manche = An up to date list of polychaetous annelids from the English Channel. Cah. Biol. Mar. 44(1): 67-95. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=33908]

[15] Faasse, M.; ten Hove, H.A.; Paalvast, P. (2020). The Pacific serpulid tube worm *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934 reaches the ports of Rotterdam and Vlissingen (Flushing), the Netherlands (North Sea). Cah. Biol. Mar. 61: 415-421. [https://vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=367145]

[16] Aleman, A.; Faasse, M. (2021). Gaat de Kroontjesworm *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934 Nederland veroveren? Het Zeepaard 81(5): 249-253. [https://vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=350282]

[17] Hayes, K.R.; Sliwa, C.; Migus, S.; McEnnulty, F.R.; Dunstan, P. (2004). National priority pests: Part II. Ranking of Australian marine pests. Australian Government Department of the Environment and Heritage: Parkes. ISBN 1 876996 80 3. 98 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393921]

[18] Ovsyannikova, I.I.; Levenets, I.R. (2003). Macrofouling of the scallop *Mizuhopecten yessoensis* in the polluted area of Amursky Bay, Sea of Japan. Russ. J. Mar. Biol. 29(6): 395-402. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393920]

[19] Uchida, T.; Yamada, M.; Iwata, F.; Oguro, C.; Nagao, Z. (1963). The zoological environs of the Akkeshi Marine Biological Station. Publ. Akkeshi Mar. Biol. Stat. 13: 1-36 + 7 text-figures and 4 pls. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393919]

[20] Cao, S.-M.; Xu, H.; Liu, P.-L.; Li, J.; Sun, W.-S. (2009). Effects of temperatures on growth, development and metamorphosis of *Hydroides ezoensis* larvae. J. Dalian Fish. Coll. = Dalian Shuichan Xueyuan Xuebao 24(6): 531-535. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393887]

[21] Cao, S.-M.; Liu, R.-C.; Li, X.-J.; Hao, S.; Xu, H. (2013). Effects of salinity on fertility, hatching rate, survival, and metamorphosis in *Hydroides ezoensis* larvae. Journal of Dalian Ocean University 28(2): 133-137. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393884]

[22] Lewis, J.A.; Watson, C.; ten Hove, H.A. (2006). Establishment of the Caribbean serpulid tubeworm *Hydroides sanctaecrucis* Krøyer [in] Mörch, 1863, in Northern Australia. Biological Invasions 8(4): 665-671. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393875]

[23] Link, H.; Nishi, E.; Tanaka, K.; Bastida-Zavala, R.; Kupriyanova, E.K.; Yamakita, T. (2009). *Hydroides dianthus* (Polychaeta: Serpulidae), an alien species introduced into Tokyo Bay, Japan. Marine Biodiversity Records 2: e87. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393873]

[24] Pettengill, J.B.; Wendt, D.E.; Schug, M.D.; Hadfield, M.G. (2007). Biofouling likely serves as a major mode of dispersal for the polychaete tubeworm *Hydroides elegans* as inferred from microsatellite loci. Biofouling (Print) 23(3): 161-169. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393872]

[25] Arakawa, K.Y. (1971). Notes on a serious damage to cultured oyster crops in Hiroshima caused by a unique and unprecedented outbreak of a serpulid worm, *Hydroides norvegica* (Gunnerus) in 1969 . Venus Jap. J. Malacol. 30(2): 75-82. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393871]

[26] Wang, J.; Huang, Z. (1993). Fouling polychaetes of Hong Kong and adjacent waters. Asian Mar. Biol. 10: 1-12. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393995]

[27] Qiu, J.W.; Qian, P.Y. (1997). Combined effects of salinity, temperature and food on early development of the polychaete *Hydroides elegans*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 152: 79-88. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393822]

[28] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[29] Aleman, A. (2022). Herken de Kroontjesworm, een nieuwe kalkkokerworm. Zoekbeeld: nieuwsbrief van Stichting Anemoon 12(2): 22-23. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=365709]

[30] ten Hove, H.A. (1974). Notes on *Hydroides elegans* (Haswell 1883) and *Mercierella enigmatica* Fauvel 1923, alien serpulid polychaetes introduced into the Netherlands. Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 4(6): 45-51. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119065]

Marenzelleria neglecta

Oostzeegroenworm

© Ton Van Haaren - Eurofins

Lector
Godfried van Moorsel

Wetenschappelijke naam
Marenzelleria neglecta Sikorski & Bick, 2004 [1]

De Oostzeegroenworm *Marenzelleria neglecta* kwam oorspronkelijk enkel voor in brak water langs de **Noord-Amerikaanse oostkust**. Vermoedelijk bereikte de soort in 1985 – via het **ballastwater** van schepen – het Duitse deel van de Baltische Zee ('Oostzee'). Op basis van exemplaren uit deze regio – waar hij tegenwoordig algemeen voorkomt – werd deze worm in 2004 beschreven als een nieuwe soort voor de wetenschap. In België werd de Oostzeegroenworm voor het eerst waargenomen op 23 oktober **1996**, in de Zeeschelde nabij Doel. De Oostzeegroenworm is een bodembewonende borstelworm die zich voedt door voedseldeeltjes van de bodem op te nemen.

Oorspronkelijke verspreiding

De Nederlandse naam voor deze exoot – 'Oostzeegroenworm' – doet vermoeden dat hij afkomstig is uit de Baltische Zee, ook de 'Oostzee' genoemd. Echter, ook daar is hij niet-inheems. De soort werd naar de Oostzee genoemd omdat de soort daar ontdekt werd en omwille van de enorme dichtheden waarin de soort daar aangetroffen werd.

De Oostzeegroenworm komt van nature voor langs de Atlantische kust van Noord-Amerika, voornamelijk in brakke estuaria, inhammen en baaien. De Oostzeegroenworm die in Europa teruggevonden wordt, is waarschijnlijk afkomstig uit Chesapeake Bay en Currituck Sound in de Verenigde Staten [2].

Eerste waarneming in België

De Oostzeegroenworm werd in België voor het eerst waargenomen op 23 oktober 1996, in de Zeeschelde nabij Doel [3]. Hij werd toen vermoedelijk foutief gedetermineerd als de Gewone groenworm *Marenzelleria viridis*. Sinds men meer recente determinatiesleutels hanteert, worden alle exemplaren uit de Westerschelde als Oostzeegroenwormen gedetermineerd. *Marenzelleria viridis* werd volgens deze nieuwe sleutel nog niet in de Schelde gevonden [4]. Toch kan niet uitgesloten worden dat de Gewone groenworm er voorkomt samen met de Oostzeegroenworm . Deze twee soorten worden namelijk ook tezamen aangetroffen in het Elbe-estuarium [5,6].

Verspreiding in België

De Oostzeegroenworm wordt vrij algemeen gevonden in de Zeeschelde, zelfs stroomopwaarts van Antwerpen. De worm werd hier weliswaar onvolledig of foutief gedetermineerd als *Marenzelleria* spp. of als groenworm *Marenzelleria viridis* [7,8]. In het studiegebied kan deze worm eveneens aangetroffen worden in de Westerschelde [4] en in het kanaal Gent-Terneuzen [9].

Verspreiding in onze buurlanden

In Europa verscheen de Oostzeegroenworm voor het eerst in 1985, in de Darss-Zingst Bodden keten, gelegen in het Duitse deel van de Baltische Zee. Van hieruit verspreidde de soort zich en koloniseerde ze de ganse Baltische Zee [2]. Sinds de jaren '80 komt de soort er samen voor met *Marenzelleria viridis* en *Marenzelleria arctia* [10]. Morfologisch zijn de drie soorten moeilijk van elkaar te onderscheiden. Een belangrijk kenmerk voor het onderscheid is de lengte van het nuchale orgaan, wat goed is te zien na behandeling van de worm met een kleurstof. Bij de numerieke kenmerken dient rekening gehouden te worden

met de afmeting [11-13]. Identificatie kan ook op basis van genetische en biochemische factoren. Recent is het volledige mitochondriale genoom van *Marenzelleria neglecta* in kaart gebracht [14]. In tegenstelling tot de Oostzeegroenworm verspreiden *Marenzelleria viridis* and *Marenzelleria arctia* zich nog volop in de Baltische Zee [10,15-18].

Verder werd de soort in 1996 ook in het Duitse kustwater van de Noordzee aangetroffen, in het Elbe-estuarium [11] en later ook in het estuarium van de Wezer [2]. Mogelijk verliep de introductie in deze estuaria via het Kielerkanaal, dat de Baltische Zee met het Elbe-estuarium verbindt [2]. In 2000 – en mogelijk zelfs al in 1993 [9] – verscheen de soort in het Noordzeekanaal in Nederland [2] en in 2006 in het Limfjord (Denemarken) [19]. Sinds 2014 wordt *Marenzelleria neglecta* ook gevonden bij de monding van de rivier de Don in de Zee van Azov [13]. De soort werd tot op heden niet in Britse wateren gesignaleerd [20].

Wijze van introductie

Waarschijnlijk is de Oostzeegroenworm vanuit Noord-Amerika via het ballastwater van schepen in Europa terechtgekomen. De larven van de worm bewegen vrij in de waterkolom en kunnen zo in ballastwatertanks verzeild raken [21]. Eenmaal in Europa werd deze exoot waarschijnlijk verder verspreid via scheepsverkeer tussen de Europese havens [22].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Oostzeegroenworm voedt zich door voedseldeeltjes van de bodem op te nemen, en zou dit efficiënter doen dan enkele inheemse soorten, zoals bv. de Veelkleurige zeeduizendpoot *Hediste diversicolor*. Zo wint deze exoot het in de competitie voor voedsel van inheemse soorten die dezelfde voedselbronnen aanspreken [23]. Dit komt duidelijk tot uiting in de Baltische Zee, waar de soort in verschillende zones de dominante soort is geworden. In de Westerschelde wordt de worm voorlopig slechts sporadisch aangetroffen [4].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De optimale omgeving van de Oostzeegroenworm betreft voedselrijk brak water. De exoot komt voor in estuaria, lagunes, beschermde kustgebieden en brakke kanalen met een laag tot middelmatig zoutgehalte (0,5-10 psu) [8], maar kan schommelende zoutgehaltes van 0,5 tot 30 psu tolereren [24]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

De worm kan overleven bij lage temperaturen, maar verkiest temperaturen boven 10 °C [24, 25]. Deze exoot wordt omschreven als één van de borstelwormen die het best is aangepast aan zuurstofarme omstandigheden. De Oostzeegroenworm is tevens bestand tegen waterstofsulfide, een giftig gas dat vrijkomt bij de rotting van organische stoffen [25].

(Potentiële) effecten en maatregelen

In verschillende habitats in de Baltische Zee is de Oostzeegroenworm een dominante soort geworden. Schattingen van de maximale dichtheid zijn extreem hoog en lopen uiteen van 50.000 [2] tot 270.000 exemplaren per m^2 [23]. Het is niet ondenkbaar dat dergelijke densiteiten een invloed uitoefenen op de lokale fauna.

Na introductie van deze exoot werden populaties van enkele inheemse soorten, zoals de Slikgarnaal *Corophium volutator*, de Veelkleurige zeeduizendpoot *Hediste diversicolor* en het Diepwatervlokreeftje *Monoporeia affinis*, negatief beïnvloed [23]. Experimenten hebben aangetoond dat de sterftegraad van de Veelkleurige zeeduizendpoot *Hediste diversicolor* toeneemt wanneer de Oostzeegroenworm in dezelfde omgeving aanwezig is [23]. In het oostelijke deel van de Finse Golf, heeft de aanwezigheid van de worm daarentegen tot op heden nog geen invloed gehad op de inheemse soorten. Dit is mogelijk te verklaren door de lage aantallen en biomassa van de worm op deze plek. Verder verhinderen de lage saliniteit en de afwisseling tussen hypoxische en anoxische omstandigheden daar de verdere uitbreiding van de soort [26,27].

De Oostzeegroenworm trekt echter niet altijd aan het langste eind. Bij hoge concentraties van het Nonnetje *Limecola balthica* liggen de dichtheden van Oostzeegroenwormen opmerkelijk lager. Dit komt waarschijnlijk omdat het Nonnetje niet enkel afhankelijk is van de voedseldeeltjes die het van de bodem opneemt, maar – in tegenstelling tot de Oostzeegroenworm – ook een zeer efficiënte filtervoeder is. Hierdoor kan het Nonnetje beter omgaan met voedselschaarste dan de exoot. Omdat het Nonnetje een van de meest voorkomende soorten is in zachte substraten, speelt de voedselcompetitie tussen beide soorten een belangrijke rol bij de verdere verspreiding van de Oostzeegroenworm [28]. In de Finse Golf werd competitie tussen de Oostzeegroenworm en het Nonnetje niet waargenomen. De afwezigheid van zo'n competitie is typisch voor eutrofe wateren met een hoge productie van primair plankton en lage diversiteit aan bodemfauna [26,29-31].

Deze exoot brengt niet enkel negatieve effecten teweeg. Zo werd de Oostzeegroenworm teruggevonden in de maag van enkele vissoorten, wat erop wijst dat de worm deel uitmaakt van hun dieet [22,24]. Ook verhoogt de soort door zijn graafgedrag – vaak dieper dan inheemse soorten – de zuurstofconcentratie in de bodem, wat dan weer ander bodemleven bevordert en de afbraak van organisch materiaal versnelt [24]. Dit laatste kan mogelijk wel een probleem vormen in bodems waar diep gravende soorten normaal afwezig zijn [10,32,33] en waarin giftige stoffen in de diepere lagen accumuleerden. Door de vermenging van het bodemmateriaal (bioturbatie) door de Oostzeegroenworm kunnen deze stoffen vrijkomen [21]. Er is aangetoond dat het graafgedrag van deze soort zorgt voor het vrijkomen van ammonium en fosfaat. Dit kan resulteren in eutrofiëring en algenbloeien [18].

Langs de Duitse kust van de Baltische Zee nam het overgrote deel van de inheemse soorten in aantal toe na de introductie van de groenworm. Het is momenteel nog onduidelijk of de Oostzeegroenworm ook in de Schelde de inheemse soorten beïnvloedt [7].

Om te vermijden dat deze en andere soorten op nog meer plaatsen zouden worden geïntroduceerd, vraagt de Internationale Maritieme Organisatie (IMO) nu om ballastwatertanks schoon te maken in open zee, zodat de aanwezige organismen niet worden meegevoerd naar de bestemming [34]. Ballastwater kan ook op een chemische wijze worden behandeld [21]. Deze maatregelen zijn sinds 8 september 2017 van kracht [35,36].

Specifieke kenmerken

De Oostzeegroenworm kan tot 15,7 cm lang en tot 3,2 mm breed worden [25]. Deze bodembewoner leeft in een met slijm beklede J-, L- of I-vormige gang [10,18,37-39] die tot 25-35 cm diep kan zijn [3,22] met een gemiddelde diameter van 2 mm [10,18,37]. Hij verkiest slibrijke bodems [3, 22]. Vergeleken met andere borstelwormen (bv. *Marenzelleria arctia*), blijkt deze soort relatief ineffectief als bioturbator. De soort graaft enkel doodlopende verticale gangen. De afwezigheid van een netwerk aan gangen en een kleine gangopening van 1-2 mm zorgen voor een minder vlot transport van deeltjes in en uit het sediment [40].

De Oostzeegroenworm voedt zich door voedseldeeltjes van de bodem te eten. Vrij rondzwevende microscopische organismen en organisch materiaal kunnen worden opgenomen na op de bodem te zijn afgezet [25].

De worm is geslachtsrijp na één jaar [25]. De larven zweven enkele weken vrij in de waterkolom, waarna ze aan hun levensfase in het sediment beginnen [17]. De worm wordt ongeveer drie jaar oud [25].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Marenzelleria neglecta* Sikorski & Bick, 2004. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=181523 (2024-10-18).

[2] Van Moorsel, G.; Tempelman, D.; Lewis, W.E. (2010). De Oostzeegroenworm *Marenzelleria neglecta* in het Noordzeekanaal (Polychaeta: Spionidae). Ned. Faunist. Meded. 34: 45-54. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=201521]

[3] Ysebaert, T.; Meire, P.; De Block, M.; De Regge, N.; Soors, J. (1997). A first record of *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in the Schelde estuary (Belgium). Biol. Jb. Dodonaea 64: 176-181. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=10512]

[4] Wijnhoven, S. (2011). Persoonlijke mededeling.

[5] Soors, J.; Van Haaren, T.; Timm, T.; Speybroeck, J. (2013). *Bratislavia dadayi* (Michaelsen, 1905) (Annelida: Clitellata: Naididae): a new non-indigenous species for Europe, and other non-native annelids in the Schelde estuary. Aquat. Invasions 8(1): 37-44. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=238304]

[6] Blank, M.; Bastrop, R.; Rohner, M.; Jurss, K. (2004). Effect of salinity on spatial distribution and cell volume regulation in two sibling species of *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae). Mar. Ecol. Prog. Ser. 271: 193-205. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302752]

[7] Ysebaert, T.J.; De Neve, L.; Meire, P. (2000). The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? J. Mar. Biol. Ass. U.K. 80(4): 587-597. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3713]

[8] Piesschaert, F.; Soors, J.; De Regge, N.; Speybroeck, J.; Van den Bergh, E. (2009). Alien macrobenthic species in the Sea Scheldt and its tidal tributaries (Belgium). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussels. 1 poster pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207350]

[9] Van Moorsel, G. (2011). Persoonlijke mededeling.

[10] Renz, J.R.; Forster, S. (2013). Are similar worms different? A comparative tracer study on bioturbation in the three sibling species *Marenzelleria arctia, M. viridis*, and *M. neglecta* from the Baltic Sea. Limnol. Oceanogr. 58(6): 2046-2058. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=287897]

[11] Sikorski, A.V.; Bick, A. (2004). Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta). Sarsia 89(4): 253-275. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206904]

[12] Bick, A. (2005). A new Spionidae (Polychaeta) from North Carolina, and a redescription of *Marenzelleria wireni* Augener, 1913, from Spitsbergen, with a key for all species of Marenzelleria. Helgol. Mar. Res. 59(4): 265-272. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=120868]

[13] Syomin, V.; Sikorski, A.; Bastrop, R.; Köhler, N.; Stradomsky, B.; Fomina, E.; Matishov, D. (2017). The invasion of the genus *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae) into the Don River mouth and the Taganrog Bay: morphological and genetic study. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 97(5): 975-984. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312578]

[14] Gastineau, R.; Justine, J.-L.; Lemieux, C.; Turmel, M.; Andrzej, W. (2019). Complete mitogenome of the giant invasive hammerhead flatworm *Bipalium kewense*. pp.

[15] Blank, M.; Laine, A.O.; Juerss, K.; Bastrop, R. (2008). Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea. Helgol. Mar. Res. 62(2): 129-141. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302753]

[16] Bick, A.; Burckhardt, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee = First Record of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in the Baltic Sea, with a Key to the Spionidae of the Baltic Sea. Mitt. Zool. Mus. Berl. 65(2): 237-247. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302751]

[17] Bastrop, R.; Röhner, M.; Sturmbauer, C.; Jürss, K. (1997). Where did *Marenzelleria* spp. (Polychaeta: Spionidae) in Europe come from? Aquat. Ecol. 31(2): 119-136. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=113581]

[18] Renz, J.R.; Forster, S. (2014). Effects of bioirrigation by the three sibling species of *Marenzelleria* spp. on solute fluxes and porewater nutrient profiles. Mar. Ecol. Prog. Ser. 505(145-159). [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297467]

[19] Staehr, P.; Jakobsen, H.; L.S. Hansen, J.; Andersen, P.; Storr-Paulsen, M.; Christensen, J.; Lundsteen, S.; Goeke, C.; Carausu, M.-C. (2016). Trends in records and contribution of non-indigenous species (NIS) to biotic communities in Danish marine waters. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 179. Aarhus. 44 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312583]

[20] O'Reilly, M.; Nowacki, S. (2019). First record of the non-native green palpworm *Marenzelleria viridis* (Annelida: Spionidae) in the Clyde Estuary. Glasg. Nat. 27(1): 1-4. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312585]

[21] Olenin, S. (2009). *Marenzelleria neglecta* Mesnil, red-gilled mud worm (Spionidae, Annelida), in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer: Dordrecht: pp. 285. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=135018]

[22] Essink, K.; Dekker, R. (2002). General patterns in invasion ecology tested in the Dutch Wadden Sea: the case of a brackish-marine polychaetous worm. Biological Invasions 4: 359-368. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=202774]

[23] Kotta, J.; Ólafsson, E. (2003). Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) and the native amphipod Monoporeia affinis Lindström in the Baltic Sea. J. Sea Res. 50(1): 27-35. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=38594]

[24] Naylor, M. (2005). Alien species in Swedish seas: Red-gilled mud worm (*Marenzelleria neglecta*). Third update. Alien species in Swedish seas and coastal areas. Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet: Sweden. 3 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207326]

[25] Daunys, D.; Zettler, M.L.; Gollasch, S. (1999). *Marenzelleria* cf. *viridis* (Verrill, 1873) Annelida, Polychaeta, Spionidae, in: Gollasch, S. et al. Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact: prepared by Members of the European Union Concerted Action on testing monitoring systems for risk assessment of harmful introductions by ships to European waters (MAS-CT-97-0111). Department of Fishery Biology, Institute for Marine Science, University of Kiel: Germany: pp. 31-37. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=123819]

[26] Maximov, A.A. (2010). Changes in bottom communities of the eastern Gulf of Finland after introduction of the polychaete *Marenzelleria neglecta*. Russ. J. Biol. Invasions 1(1): 11-16. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297487]

[27] Bochert, R. (1997). *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae): a review of its reproduction. Aquat. Ecol. 31(2): 163-175. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302754]

[28] Kotta, J.; Kotta, I.; Simm, M.; Lankov, A.; Lauringson, V.; Põllumäe, A.; Ojaveer, H. (2006). Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. Helgol. Mar. Res. 60(2): 106-112. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=100428]

[29] Kube, J.; Zettler, M.L.; Gosselck, F.; Ossig, S.; Powilleit, M. (1996). Distribution of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in the southwestern Baltic Sea in 1993/94 - ten years after introduction. Sarsia 81: 131-142. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=31802]

[30] Zettler, M.L. (1995). The newcomer *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873), its development and influence on the indigenous macrozoobenthos in a coastal water of the southern Baltic. in 14th Baltic Marine Biologists Symposium. 1995. Pärnu: Estonian Academy Publishers.

[31] Zettler, M.L.; Daunys, D.; Kotta, J.; Bick, A. (2002). History and success of an invasion into the Baltic Sea: the polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive Aquatic Species of Europe: distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 66-75. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40585]

[32] Granberg, M.E.; Gunnarsson, J.S.; Hedman, J.E.; Rosenberg, R.; Jonsson, P. (2008). Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*. Environ. Sci. Technol. 42(4): 1058-1065. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302755]

[33] Josefsson, S.; Leonardsson, K.; Gunnarsson, J.S.; Wiberg, K. (2011). Influence of contaminant burial depth on the bioaccumulation of PCBs and PBDEs by two benthic invertebrates (*Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* spp.). Chemosphere 85(9): 1444-1451. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302756]

[34] International Maritime Organization (IMO) (2004). International conference on ballast water management for ships. International Convention for the control and management of ship's ballast water and sediments, 2004: BWM/CONF/36. International conference on ballast water management for ships. 38 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=207946]

[35] International Maritime Organisation (IMO) (2018). Status of Conventions. http://www.imo.org/en/About/Conventions/StatusOfConventions/Pages/Default.aspx (2018-11-14).

[36] Compendium voor Kust en Zee (2018). BWM-Verdrag http://www.compendiumkustenzee.be/sites/compendiumkustenzee.be/files/public/Compendium_modules/Wetgeving_ENG/BWM_2017_NL.pdf

[37] Zettler, M.L.; Bochert, R.; Bick, A. (1994). Röhrenbau und Vertikalwanderung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr 2: 215-225. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=302769]

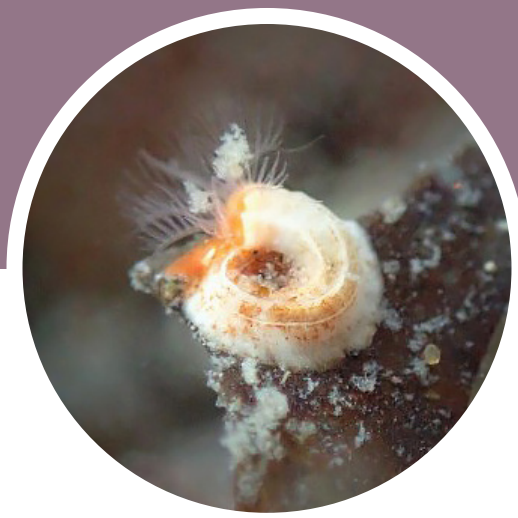
[38] Essink, K.; Kleef, H.L. (1988). *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873) (Polychaeta: Spionidae): A new record from the Ems Estuary (The Netherlands/Federal Republic of Germany). Zoologische Bijdragen 38: 3-13. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=242084]

[39] Quintana, C.O.; Hansen, T.; Delefosse, M.; Banta, G.; Kristensen, E. (2011). Burrow ventilation and associated porewater irrigation by the polychaete *Marenzelleria viridis*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 397(2): 179-187. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=297090]

[40] Hedman, J.E.; Gunnarsson, J.S.; Samuelsson, G.; Gilbert, F. (2011). Particle reworking and solute transport by the sediment-living polychaetes *Marenzelleria neglecta* and *Hediste diversicolor*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407(2): 249-301. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297477]

Neodexiospira brasiliensis

Braziliaanse kalkkokerworm



© Stefan Verheyen (CC BY-NC-ND 4.0)

Lector
Ingrid Jonckheere

Wetenschappelijke naam
Neodexiospira brasiliensis (Grube, 1872) [1]

De Braziliaanse kalkkokerworm *Neodexiospira brasiliensis* is een **cryptogene soort** dat zijn mogelijke oorsprong kent in de West-Atlantische Oceaan of in de Indo-Pacifische regio. Niettegenstaande de primaire introductievector die heeft geleid tot de introductie in West-Europese wateren (1974) niet met zekerheid gekend is, heerst een vermoeden dat internationale **scheepvaart** hierin een voorname rol heeft gespeeld. Secundaire introductie vindt plaats door vasthechting aan vegetatie, zoals Japans bessenwier of Zeegras, of via de pleziervaart. De soort werd voor het eerst in België gevonden in **2023**, in de Oostendse Spuikom.

Oorspronkelijke verspreiding

De Braziliaanse kalkkokerworm is een cryptogene soort. De worm komt mogelijks van nature voor in de tropische wateren van de West-Atlantische Oceaan, langsheen de Braziliaane kust, waar de soort voor het eerst werd beschreven [1,2]. Echter, het genus *Neodexiospira* kent de grootste diversiteit in de Indo-Pacifische regio, met voorkomens van de Koerilen tot Nieuw-Zeeland, waardoor ook deze regio in aanmerking komt als natuurlijk verspreidingsgebied [3].

Eerste waarneming in België

In de zomer van 2023 werd de Braziliaanse kalkkokerworm voor het eerst waargenomen in de Spuikom van Oostende [4].

Verspreiding in België

De soort werd tot op heden nog niet buiten de Oostendse Spuikom waargenomen.

Verspreiding in onze buurlanden

De Braziliaanse kalkkokerworm werd voor het eerst waargenomen langsheen de Atlantische kust van Europa in 1974, met name in Portsmouth Harbour in het zuiden van Engeland [2]. In 1982 werd de soort eveneens aangetroffen ter hoogte van de Goese Sas in de Nederlandse Oosterschelde [5]. Intussen wordt deze kokerworm als gevestigd beschouwd in Nederland [6], met naast de Oosterschelde eveneens voorkomens in de Waddenzee (aangetoond in 2009) [7] en de Westerschelde [8].

Wijze van introductie

De primaire introductievector die verantwoordelijk is voor het voorkomen in Europese wateren is tot op heden onbekend, maar betreft vermoedelijk internationale scheepvaart [3,8]. Secundaire verspreiding vindt plaats door zich vast te hechten aan (het eveneens niet-inheemse) drijvend Japans bessenwier *Sargassum muticum* of kan geschieden via vasthechting aan pleziervaartuigen [5,8].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Braziliaanse kalkkokerworm wordt waargenomen in zowel polyhaliene (18-30 psu) als euhaliene (30-40 psu) milieu's en in koud-gematigde tot tropische wateren [9]. Exacte tolerantielimieten zijn op heden niet gekend.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Een actieve verdere verpreiding in gekoloniseerde regio's wordt beperkt geacht door het slechts kortstondig (enkele uren) motiel larvaal stadium [10]. Wel werd de soort al meermaals aangetroffen op de thalli van drijvend Japans bessenwier *Sargassum muticum* en de bladeren van het Zeegras *Zostera marina* L. [5], hetgeen verdere secundaire verspreiding via het passief meeliften op stromingen in de hand kan werken. Naast het vestigen op vegetatie wordt de worm ook aangetroffen op pontons, mosselen en slakkenhuizen [11], waarbij bacteriële films de vestiging lijken te bevorderen [12].

(Potentiële) effecten en maatregelen

De ecologische of economische impact van deze worm is zelden gerapporteerd. In het kanaal van Goes (Goesse Sas) hebben hoge concentraties van de wormen mogelijks de fotosynthese van Zeegras (*Zostera marina*) aangetast of geleid tot het afbreken van bladeren. Deze effecten kunnen echter zeer lokaal zijn geweest, als gevolg van verhoogde temperaturen in het kanaal [2,5].

Specifieke kenmerken

Wormen van de Spirorbinae zijn kleine buiswormen die meestal groeien in strak opgerolde, kalkachtige buizen [13,14]. De buis van de Braziliaanse kalkkokerworm is rechtswindend opgerold (tegen de klok in wanneer van bovenaf gezien), en meet ongeveer 2 mm in diameter. Grotere buizen hebben vaak vier evenwijdige groeven op gelijke afstand van elkaar, die gemakkelijk van bovenaf te zien zijn, en zijn ondoorzichtig en wit [9].

Ze hebben een kieuwkroon van veervormige radioles, waarbij een van de radioles is gemodificeerd tot een operculum. Het peristomium (segment achter de mond) is teruggevouwen om een kraag te vormen, die uniramische parapodia draagt, met een kenmerkende set kraagchaetae, met stekels of zaagtanden. De kraag is de eerste van drie of vier asymmetrische thoracale chaetigers [13,15]. De worm zelf heeft een oranje kleur [13].

De wormen zijn hermafrodiet. Fertilisatie vindt plaats buiten het lichaam maar binnenin de koker, waar de larven uitgebroed worden in een operculaire kamer. Zelfbevruchting kan voorkomen, maar is eerder zeldzaam [16,17]. De larven vestigen zich binnen de 1 à 5 uur na het uitkomen [12].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Neodexiospira brasiliensis* (Grube, 1872). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131209 (2024-10-18).

[2] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[3] Knight-Jones, P.; Knight-Jones, E.W.; Kawahara, T. (1975). A review of the genus *Janua*, including *Dexiospira* (Polychaeta: Spirorbinae). Zool. J. Linn. Soc. 56(2): 91-129. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393502]

[4] Jonckheere, I.; Kerckhof, F. (2024). Waarnemingen gedaan tijdens de SWG-excursie naar de Spuikom van Oostende op 9 juli 2023 met vondsten van verschillende nieuwe geïntroduceerde soorten voor de Belgische fauna. De Strandvlo 44(2): 33-41. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=394050]

[5] Critchley, A.T.; Thorp, C.H. (1985). *Janua (Dexiospira) brasilliensis* (Grube) (Polychaeta: Spirorbidae): a new record from the south-west Netherlands. Zoologische Bijdragen 31(1): 1-8. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393503]

[6] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=101200]

[7] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=206549]

[8] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Wesdorp, K.H. (2017). Uitheemse mariene soorten in Nederland. GiMaRIS Rapport, 19. GiMaRIS: Leiden. 39 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393505]

[9] Nemesis. *Neodexiospira brasiliensis*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-44 (2024-04-24)

[10] Knight-Jones, E.W.; Knight-Jones, P. (1980). Pacific spirorbids in the East Atlantic. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 60(2): 461-464. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393501]

[11] Critchley, A.T.; Farnham, W.F.; Thorp, C.H. (1997). On the co-occurrence of two exotic, invasive marine organisms: the brown seaweed *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt and the Spirorbid tube worm *Janua (Neodexiospira) brasiliensis* (Grube), in association with the indigenous eelgrass, *Zostera marina* L. and Wrack, *Fucus serratus* L. in the south-west Netherlands and the Channel Islands, Europe. S. Afr. J. Bot. 63(6): 474-479. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393496]

[12] Kirchman, D.; Graham, S.; Reish, D.; Mitchell, R. (1981). Bacteria induce settlement and metamorphosis of *Janua (Dexiospira) brasiliensis* Grube (Polychaeta:Spirorbidae). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 56(2-3): 153-163. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393498]

[13] Blake, J. A.; Ruff, R. E. (2007). Polychaeta. In: Carlton, J.T. (Ed.) (2007). The Light and Smith Manual. Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon, Completely Revised and Expanded. Fourth Edition. University of California Press: Berkeley. ISBN 9780520239395. 309-410. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=300117]

[14] ten Hove, H.A.; Kupriyanova, E.K. (2009). Taxonomy of Serpulidae (Annelida, Polychaeta): the state of affairs. Zootaxa 2036(2036): 1-126. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=144298]

[15] Hayward, P.J.; Ryland, J.S. (Ed.) (1990). The marine fauna of the British Isles and North-West Europe: 1. Introduction and protozoans to arthropods. Clarendon Press: Oxford. ISBN 0-19-857356-1. xvi, 1-627 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=4889]

[16] Beckwitt, R. (1982). Electrophoretic evidence for self-fertilization in two species of spirorbid polychaetes. Bull. South. Calif. Acad. Sci. 81(2): 61–68. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393500]

[17] Knight-Jones, P.; Knight-Jones, E.W. (1977). Taxonomy and ecology of British Spirorbidae (Polychaeta). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 57(2): 453-499. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=212504]

Notocomplana koreana

Koreaanse vliesworm

© Brendan Oonk

Lector
Thomas Kerkhove

Wetenschappelijke naam
Notocomplana koreana (Kato, 1937) [1]

De Koreaanse vliesworm *Notocomplana koreana* komt, zoals de naam het zegt, oorspronkelijk voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan**, nabij Korea. Deze platworm werd allicht tussen de aangroeigemeenschap op **scheepsrompen** in Nederland geïntroduceerd en wordt er tegenwoordig gevonden in het Veerse Meer, het Grevelingenmeer en in de Noordzee. Tot op heden werden **in België geen exemplaren** van deze platworm **gevonden**. In het natuurlijk verspreidingsgebied komt deze worm voor in het intertidaal op de onderkant van stenen langs beschutte rotsachtige kusten en af en toe in mosselbedden in blootgestelde rotsachtige gebieden.

Oorspronkelijke verspreiding

Deze polyclade platworm komt van nature voor in het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan, nabij Korea [2,3].

Eerste waarneming in België

De soort werd op heden nog niet op Belgisch grondgebied waargenomen.

Verspreiding in België

De soort werd op heden nog niet op Belgisch grondgebied waargenomen.

Verspreiding in onze buurlanden

De aanwezigheid van de Koreaanse vliesworm werd zowel in 2020 als 2021 aangetoond in het Veerse Meer en het Grevelingenmeer (Nederland), waarbij de soortidentificatie op basis van DNA-analyses werd bevestigd. Daarnaast werd deze soort in 2021 ook gevonden op navigatieboeien in het Nederlands deel van de Noordzee [2]. De potentiële aanwezigheid van deze platworm werd reeds in 2017 gesuggereerd op basis van eDNA-analyses in de haven van Vlissingen (Westerschelde), niettegenstaande tot op heden geen exemplaren konden worden gevonden op deze locatie [4].

Wijze van introductie

Er heerst een sterk vermoeden dat de Koreaanse vliesworm (in Nederland) werd geïntroduceerd tussen de aangroeigemeenschap op scheepsrompen. In tegenstelling tot de niet-inheemse Lava-vliesworm *Prosthiostomum wagurensis* (die in eerder beschutte wateren voorkomt) komt de Koreaanse vliesworm ook voor in blootgestelde open zee habitats, hetgeen maakt dat navigatieboeien of andere kunstmatige structuren (bv. windmolens) in open zee als mogelijke '*stepping stones*' kunnen fungeren in de verdere secundaire verspreiding van deze soort [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

In het natuurlijk verspreidingsgebied werd deze platworm aangetroffen in het intertidaal op de onderkant van stenen langs beschutte rotsachtige kusten en af en toe in mosselbedden in blootgestelde rotsachtige gebieden [5]. De beperkte beschikbare informatie over deze

soort maakt dat er op heden geen uitspraken kunnen gedaan worden over de temperatuur- en saliniteitstolerantie van deze platworm.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Door de aanwezigheid van een pelagische larvale fase [2] bestaat de mogelijkheid dat de soort, nadat hij in een nieuw gebied werd geïntroduceerd, zich verder verspreidt door mee te liften op de heersende stromingen (of in ballastwater). Echter, de biologie van polycladen blijft tot op vandaag voor een groot deel ongekend. Zo is er een gebrek aan kennis over het ontwikkelingsproces, voedingsgewoonten, verspreiding en seizoensgebondenheid, hetgeen de analyse van mogelijke verspreidingspatronen en voorkomen belemmert [3].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen gegevens gekend over effecten of potentiële maatregelen die verband houden met het voorkomen van de Koreaanse vliesworm.

Specifieke kenmerken

Platwormen kennen doorgaans een cryptische levenswijze. Naast het feit dat dit de soort vatbaar maakt voor introducties via aangroei van scheepsrompen kan dit resulteren in het feit dat het voorkomen van dergelijke soorten in een nieuw gebied lange tijd onopgemerkt blijft. Zo kon het voorkomen van deze platworm in de haven van Vlissingen worden aangetoond aan de hand van eDNA drie jaar voordat de eerste exemplaren van de soort effectief in Nederland werden aangetroffen [2].

De platworm lijkt sterk op de Effen vliesworm *Leptoplana tremellaris*, al worden de ogen gekenmerkt door een ietwat andere oriëntering en plaatsing [6]. Levende exemplaren meten 10 tot 20 mm in de lengte, en worden 5 tot 9 mm breed. Het lichaam is langwerpig ovaal en wordt smal naar achteren toe. De grondkleur van het lichaam is witachtig en de algemene verschijning varieert van geelachtig kaki tot goudgeel. Bruine stippen komen verspreid voor over het volledige dorsale lichaamsoppervlak, behalve aan de rand. Tentaculaire oogclusters bestaan uit 17-41 oogvlekken. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt doorverwezen naar de gespecialiseerde literatuur [5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Notocomplana koreana* (Kato, 1937). https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=483509 (2024-10-18).

[2] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Faasse, M.; van Walraven, L.; Smolders, S.; Keeler Perez, H.; Gittenberger, E. (2023). Non-indigenous species dynamics in time and space within the coastal waters of the Netherlands. Diversity 15(6): 719. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=365105]

[3] Tosetto, L.; McNab, J.M.; Hutchings, P.A.; Alonso Rodriguez, J.; Williamson, J.E. (2023). Fantastic flatworms and where to find them: Insights into intertidal polyclad flatworm distribution in southeastern Australian boulder beaches. Diversity 15(3): 393. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393674]

[4] van der Hoorn, B.; Gittenberger, A. (2019). Environmental DNA Sloehaven: A multi-substrate metabarcoding approach for detecting non-indigenous species in a Dutch port. Naturalis rapport 2018_01. Naturalis Biodiversity Center: Leiden. 43 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393666]

[5] Oya, Y.; Kajihara, H. (2017). Description of a new *Notocomplana* species (Platyhelminthes: Acotylea), new combination and new records of Polycladida from the northeastern Sea of Japan, with a comparison of two different barcoding markers. Zootaxa 4282(3): 526-542. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393663]

[6] de Bruyne, R.; Meyling, A.G.; Oonk, B. (2023). Brainstormen over platwormen. Nature Today 15 okt.: online. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393668]

Prosthiostomum wagurensis

Lava-vliesworm

© Brendan Oonk

Lector
Tom Van den Neucker

Wetenschappelijke naam
Prosthiostomum wagurensis Kato, 1944 [1]

De Lava-vliesworm *Prosthiostomum wagurensis* komt van nature voor in de **noordwestelijke Stille Oceaan**. De soort werd allicht geïntroduceerd via de aangroeigemeenschap op **scheepsrompen**. Deze platworm werd vermoedelijk reeds in **2019** voor het eerst opgemerkt in de haven van Zeebrugge, en werd sindsdien meermaals gevonden in het Veerse Meer en het Grevelingenmeer (Nederland).

Oorspronkelijke verspreiding

Deze polyclade platworm komt van nature voor in het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan [2,3].

Eerste waarneming in België

De niet te onderscheiden morfologie tussen de in de haven van Zeebrugge aangetroffen specimens in 2019 en de in 2020 gevonden exemplaren van het Veerse Meer, waarvan de taxonomie door DNA-analyse werd bevestigd, doet vermoeden dat 2019 de eerste waarneming van deze soort op Belgisch grondgebied betreft [2].

Verspreiding in België

Er zijn op heden nog geen bevestigde observaties buiten de haven van Zeebrugge.

Verspreiding in onze buurlanden

De Lava-vliesworm werd in Nederland officieel voor het eerst opgemerkt in 2020, in het Veerse Meer. Moleculaire analyses hebben de identificatie van deze soorten mogelijk gemaakt, aangezien nauw verwante platwormsoorten vaak moeilijk van elkaar te onderscheiden zijn op basis van de externe morfologie alleen. Daar de aanwezigheid in het Veerse Meer en het Grevelingenmeer op basis van DNA kon bevestigd worden, doet vermoeden dat de eerdere (2019) waarnemingen van morfologisch identieke platwormen in de havens van Rotterdam, Vlissingen en Zeebrugge ook de Lava-vliesworm betreffen [2].

Wijze van introductie

Het voorkomen in de havens (Zeebrugge, Vlissingen, Rotterdam) en de binnenwateren van het Nederlands Deltagebied (Veerse Meer, Grevelingen), doet sterk vermoeden dat de Lava-vliesworm werd geïntroduceerd via de aangroeigemeenschap op scheepsrompen. Zo kon de soort gebruik maken van de meer beschutte delen van de havens als tussenstation in zijn verdere secundaire verspreiding. Waar de soort eerst werd geïntroduceerd blijft evenwel onzeker [2].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De beperkte beschikbare informatie over deze soort maakt dat er op heden geen uitspraken kunnen gedaan worden over de temperatuur- en saliniteitstolerantie van deze platworm.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Door de aanwezigheid van een pelagische larvale fase [2] bestaat de mogelijkheid dat de soort, nadat ze in een nieuw gebied werd geïntroduceerd, zich verder verspreid door mee te liften op de heersende stromingen (of in ballastwater). Echter, de biologie van polycladen blijft tot op vandaag voor een groot deel ongekend. Zo is er een gebrek aan kennis over het ontwikkelingsproces, voedingsgewoonten, verspreiding en seizoensgebondenheid, hetgeen de analyse van mogelijke verspreidingspatronen en voorkomens belemmert [4].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Er zijn geen gegevens gekend over effecten of potentiële maatregelen die verband houden met het voorkomen van de Lava-vliesworm.

Specifieke kenmerken

Platwormen kennen doorgaans een cryptische levenswijze. Hierdoor kan de soort onopgemerkt meeliften via aangroei van scheepsrompen. Het voorkomen van dergelijke soorten in een nieuw gebied kan daardoor eveneens lange tijd onopgemerkt blijven. Zo kon de aanwezigheid van een andere niet-inheemse platworm *Notocomplana koreana* (Koreaanse vliesworm) in de haven van Vlissingen worden aangetoond aan de hand van eDNA drie jaar voordat de eerste exemplaren van de soort effectief in Nederland werden aangetroffen [2].

In tegenstelling tot de meeste platwormsoorten in onze contreien is de Lava-vliesworm over het algemeen gestippeld, terwijl andere lokale soorten eerder gekenmerkt worden door een onregelmatig gestreept/gevlekt patroon. De kleur van de stippels varieert van licht- tot donkeroranje/rood [5].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Prosthiostomum wagurensis* Kato, 1944. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=483894 (2024-10-18).

[2] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Faasse, M.; van Walraven, L.; Smolders, S.; Keeler Perez, H.; Gittenberger, E. (2023). Non-indigenous species dynamics in time and space within the coastal waters of the Netherlands. Diversity 15(6): 719. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=365105]

[3] Kato, K. (1944). Polycladida of Japan . Journal of the Sigenkagaku Kenkyusyo 1(3): 257-318, 4 pls. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=394255]

[4] Tosetto, L.; McNab, J.M.; Hutchings, P.A.; Alonso Rodriguez, J.; Williamson, J.E. (2023). Fantastic flatworms and where to find them: Insights into intertidal polyclad flatworm distribution in southeastern Australian boulder beaches. Diversity 15(3): 393. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393674]

[5] de Bruyne, R.; Meyling, A.G.; Oonk, B. (2023). Brainstormen over platwormen. Nature Today 15 okt.: online [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393668]

Tubificoides heterochaetus

Langstaartkustworm

© Ton Van Haaren - Eurofins

Lector
Jan Soors

Wetenschappelijke naam
Tubificoides heterochaetus (Michaelsen, 1926) [1]

De Langstaartkustworm *Tubificoides heterochaetus* is een oligochaete worm die voor het eerst in Belgische wateren is waargenomen in **1952**, in het Scheldeestuarium nabij Doel. Het natuurlijk verspreidingsgebied is op heden onbekend en het is **onduidelijk hoe de soort** in de Belgische wateren **werd geïntroduceerd**. Men vermoedt dat deze soort van nature enkel voorkwam in riviermondingen langs de Noord-Atlantische kusten, maar mogelijk was deze altijd al bij ons aanwezig, maar nooit eerder ontdekt. Vandaar dat de soort door sommige wetenschappers wordt getypeerd als **cryptogeen**.

Oorspronkelijke verspreiding

De Langstaartkustworm komt voor langs beide zijden van de Noord-Atlantische Oceaan en werd ook al waargenomen in het noordoosten van de Stille oceaan. De Noordwest-Atlantische regio lijkt wel een hotspot voor de soortendiversiteit van het genus *Tubificoides*, waardoor dit mogelijk zijn natuurlijk verspreidingsgebied betreft. Echter, aangezien de soort bij zijn ontdekking reeds wijsverspreid voorkwam zijn er mogelijk nog regio's waar de soort van nature gedijt [2].

Niettegenstaande de soort aan beide zijden van de Atlantische oceaan voorkomt, komt hij enkel voor in brakwatergebieden [3].

Eerste waarneming in België

De Langstaartkustworm werd voor de eerste maal in België waargenomen op 25 september 1952, in het Schelde-estuarium nabij Doel, in de modder van een greppel. De soort werd toen gedetermineerd als *Limnodrilus heterochaetus* [4]. Het is echter mogelijk dat de soort hier al veel langer aanwezig was, maar nooit eerder werd opgemerkt, waardoor de soort als cryptogeen wordt beschoud [5].

Verspreiding in België

In België komt deze worm voor in de brakwaterzone van de Zeeschelde, tussen Antwerpen en de Nederlandse grens [6]. Omdat wormen uit de soortengroep oligochaeten – waar ook de Langstaartkustworm toebehoort – zelden tot op soortniveau gedetermineerd worden [7], is het niet zeker of deze soort ook voorbij de Nederlandse grens voorkomt. Dit valt wel te verwachten aangezien de worm zeer algemeen is in de Zeeschelde nabij de Nederlandse grens [8]. In de IJzermonding is de soort nog niet vastgesteld, hier komen wel twee andere soorten van dit geslacht voor: *Tubificoides diazi* en *Tubificoides brownei* [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De Langstaartkustworm is wijdverspreid in Europa [9]. De worm werd voor het eerst beschreven in 1926, op basis van exemplaren uit de Zuid-Baltische Zee. Later werd de soort ook teruggevonden in het Elbe- en Wezer-estuarium (Duitsland) en in Finland [10]. In het Elbe-estuarium wordt de soort tegenwoordig aangetroffen in water met een saliniteit variërend tussen 1 en 15 psu [10,11]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een saliniteit van 35 psu.

In de toenmalige Nederlandse Zuiderzee – het huidige IJsselmeer – bleek deze soort in 1927 de meest algemene worm te zijn, hoewel hij er tijdens een onderzoek in 1921 niet aangetroffen werd. Dit wijst erop dat de introductie in de Zuiderzee tussen 1921 en 1927 zou moeten hebben plaatsgevonden [10]. Een andere verklaring voor de afwezigheid van de soort in 1921 kan zijn dat de Zuiderzee toen een zeer hoog zoutgehalte had [12]. Genetisch onderzoek op Nederlandse populaties in het Grevelingenmeer doet vermoeden dat de soort hier verscheidene keren onafhankelijk van elkaar werd geïntroduceerd. Verder werd deze worm in Europa ook al waargenomen in de Zwarte en Middellandse Zee [2]. De Langstaartkustworm werd geïdentificeerd in 2012 in het westelijk deel van de Oude Maas [13]. In Denemarken werd de soort voor het eerst gezien in 2006 [14]. Volgens een rapport opgemaakt in 2014 komt de soort ook voor in de haven van Gdynia in Polen [15].

Wijze van introductie

Het is niet geweten hoe deze soort in de Belgische wateren werd geïntroduceerd [10].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Deze worm doet het goed op plaatsen met veel organisch materiaal, zoals het Scheldeestuarium. Hij voelt zich thuis in vele soorten sediment en kan goed overleven in zand-, zilt-, modder- en kleibodems. Bovendien domineert deze exoot vooral in gebieden met een zekere graad van vervuiling (eutrofiëring) [6,16,17].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Langstaartkustworm is vaak abundant terug te vinden in de brakwaterzones van estuaria [3]. Hij werd al waargenomen bij zoutgehaltes van 0,5 tot 20 psu, maar gedijt het best tussen 2 en 14 psu [17].

In de wintermaanden trekken de wormen zich diep terug in het sediment omdat het daar warmer is. In de zomermaanden zit deze wormensoort hoofdzakelijk in de bovenste 5 cm van het sediment. De volwassen exemplaren zitten gelijkmatig verspreid over deze 5 cm, terwijl de jonge wormen zich vooral in de bovenste lagen bevinden [3].

Deze worm is – net zoals de meeste andere estuariene soorten – bestand tegen een zekere graad van vervuiling. Zo gedijt de soort vooral goed in gebieden met een verhoogd gehalte aan organisch materiaal, waar toch nog voldoende zuurstof in aanwezig is [3,16,17].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Waar deze wormen in grote aantallen voorkomen, hebben ze een belangrijke invloed op de structuur en de chemie ter hoogte van het water-sediment-raakvlak. Ze doorwoelen de bodem immers tot op grote diepte en worden gekenmerkt door een onafgebroken activiteit. Deze en andere verwante wormen trekken het organisch materiaal actief naar beneden in de bodem. Ze doorgraven de bovenste bodemlaag met gangen waardoor de bodem losser wordt en de groei van bacteriën – de lievelingsmaaltijd van deze wormen – bevorderd wordt. Dit proces van omwoeling heet bioturbatie [3].

In de slikken van vuilbelaste estuaria, zoals de Schelde, zijn deze wormen een belangrijke voedselbron voor veel vogels en vissen [3].

Specifieke kenmerken

De Langstaartkustworm is een kleine, slanke oligochaete worm met afmetingen die meestal variëren tussen 5 en 9 mm [17,18]. Het lichaam is verdeeld in 46 tot 66 segmenten [17]. Aan de segmenten hangen haarachtige structuren (borstels of chaetae) die de worm gebruikt om zich voort te bewegen. Deze borstels zijn belangrijk voor de identificatie op soortniveau [19].

De Langstaartkustworm is een worm die vrij in de bodem leeft. Hij komt als dominante soort voor in estuaria en kreken, althans daar waar de getijden een invloed hebben [19]. De aantallen pieken in de periode van juli tot december, wanneer de wormen zich voortplanten. In de wintermaanden verhuist de worm naar warmere, diepere bodemlagen [6].

Als de Langstaartkustworm om de een of andere reden zijn staart verliest, bv. als gevolg van predatie door een vogel of vis, kan hij deze terug laten aangroeien. Dit proces heet regeneratie [3]. Ook andere aquatische wormen kunnen, net als de zeer verwante regenwormen, afgebroken lichaamsdelen terug laten aangroeien. Dit komt doordat ze stamcellen bezitten die zich steeds opnieuw kunnen blijven delen [20].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Tubificoides heterochaetus* (Michaelsen, 1926). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=137577 (2024-10-18).

[2] Kvist, S.; Sarkar, I.N.; Erséus, C. (2010). Genetic variation and phylogeny of the cosmopolitan marine genus *Tubificoides* (Annelida: Clitellata: Naididae: Tubificinae). Mol. Phylogenet. Evol. 57(2): 687-702. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206622]

[3] Seys, J.; Vincx, M.; Meire, P. (1999). Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta: eindrapport OMES 1995-1998, partim Benthos. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 99.4. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel. 81 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=10355]

[4] Konietzko, B. (1953). Notes sur les Oligochètes de Belgique: 1. Eaux saumâtres du Bas-Escaut. Med. K. Belg. Inst. Nat. Wet. 29(43): 1-14. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=20524]

[5] Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. Aquat. Invasions 2(3): 243-257. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=114365]

[6] Seys, J.; Vincx, M.; Meire, P. (1999). Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). Hydrobiologia 406: 119-132. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=11714]

[7] Wijnhoven, S. (2011). Persoonlijke mededeling.

[8] Soors, J. (2011). Persoonlijke mededeling.

[9] Brinkhurst, R.O. (1981). A contribution to the taxonomy of the Tubificinae (Oligochaeta: Tubificidae). Proc. Biol. Soc. Wash. 94(4): 1048-1067. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206624]

[10] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[11] Taupp, T.; Wetzel, M.A. (2014). Leaving the beaten track – approaches beyond the Venice System to classify estuarine waters according to salinity. Est., Coast. and Shelf Sci. 148: 27-35. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297674]

[12] Van Haaren, T. (2011). Persoonlijke mededeling.

[13] Peeters, E.T.H.M.; De Lange, H.J.; de la Haye, M.A.A.; Reeze, A.J.G.; Postma, J.F. (2012). Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Ecofide rapport.nummer 43b. RWS Waterdienst: Weesp. 117 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297680]

[14] Erséus, C.; Kvist, S. (2007). COI variation in Scandinavian marine species of *Tubificoides* (Annelida: Clitellata: Tubificidae). J. Mar. Biol. Ass. U.K. 87(5): 1121-1126. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=117214]

[15] Heyer, K. (2015). HELCOM BALSAM Project WP 4: Non indigenous species- multi disciplinary monitoring schemes to gain synergies for ballast water risk-management and environmental monitoring. Part: Testing harmonized criteria for Risk Assessments Final Report (v1). BSH - Federal Maritime and Hydrography Agency: Hamburg. 18 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=300989]

[16] Diaz, R.J. (1989). Pollution and tidal benthic communities of the James River Estuary, Virginia. Hydrobiologia 180: 195-211. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206329]

[17] Harrel, R.C. (2004). Systematic and ecological notes on *Tubificoides heterochaetus* from the Neches River estuary, Texas. Texas J. Sci. 56(3): 263-267. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206626]

[18] Brinkhurst, R.O.; Baker, H.R. (1979). A review of the marine Tubificidae (Oligochaeta) of North America. Can. J. Zool. 57(8): 1553-1569. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206367]

[19] Worsfold, T.M. (2005). Introduction to Oligochaetes. NMBAQC Benthic Invertebrate Taxonomic Workshop, November 2003. NMBAQC: Great Britain. 22 pp. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206620]

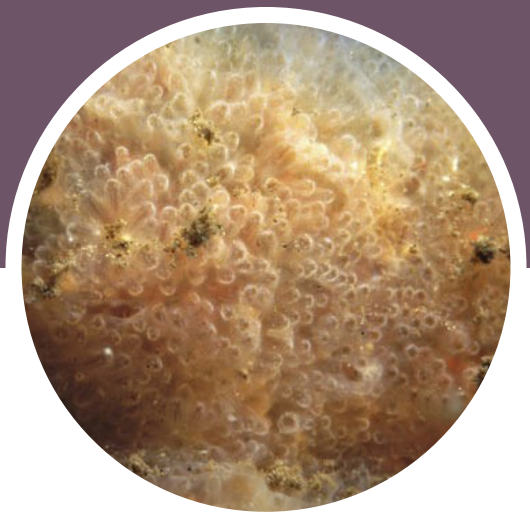
[20] Scientias: Nieuws over wetenschap en technologie (2018). De regeneratie van de worm ontrafeld. http://www.scientias.nl/de-regeneratie-van-de-worm-ontrafeld/7801 (2018-10-09).

Zakpijpen

13

Aplidium glabrum

Glanzende bolzakpijp



© Arjan Gittenberger - GiMaRIS

Lector
Arjan Gittenberger

Wetenschappelijke naam
Aplidium glabrum (Verrill, 1871) [1]

De Glanzende bolzakpijp *Aplidium glabrum* is oorspronkelijk afkomstig uit **koude tot Arctische regio's**. Het is een kolonievormende soort met een opvallend sponsachtig uiterlijk. De kolonies hebben de vorm van korstige klompen, zijn ietwat doorschijnend en kunnen grijs, geel tot zelfs oranje (vanwege de aanwezigheid van larven) gekleurd zijn. Aan onze kust is de Glanzende bolzakpijp sinds **2000** terug te vinden in de Zeebrugse jachthaven, waar ze groeit op touwen, kades, pontons en andere harde substraten. Men vermoed dat de introductie van de soort via **oesterimport** gebeurde.

Oorspronkelijke verspreiding

De precieze herkomst van de Glanzende bolzakpijp is onbekend [2]. Er wordt verondersteld dat hij inheems is in het noordwestelijke deel van de Stille Oceaan aangezien hij reeds voor 1906 nabij Rusland en Japan kon worden waargenomen [3]. Anderzijds wordt deze soort ook aan de noordwestelijke kusten van de Atlantische Oceaan gesignaleerd [4] en er beschouwd als inheems [5].

Algemeen wordt de Glanzende bolzakpijp beschreven als een soort afkomstig uit koude tot Arctische streken. De soort komt voor op een diepte van 0 tot 400 meter [6] en hecht zich vast op allerhande harde substraten, zoals stenen en schelpen [7].

Eerste waarneming in België

De Glanzende bolzakpijp werd in juni 2000 voor het eerst waargenomen in de vissershaven (jachthaven) van Zeebrugge [8].

Verspreiding in België

Sinds de eerste observatie wordt deze soort jaarlijks op pontons in de jachthaven van Zeebrugge gesignaleerd [2,8]. Vondsten op andere locaties zijn niet gekend.

Verspreiding in onze buurlanden

Algemeen komt de Glanzende bolzakpijp in de Noordoost-Atlantische Oceaan voor, van Noord-Schotland tot de Poolzee, maar sinds 1977 ook meer zuidelijk, in Nederland en België [9].

In Nederland werd de Glanzende bolzakpijp voor het eerst aangetroffen in 1977, in Yerseke. Later volgden nog meldingen voor de Oosterschelde [10,11]. Momenteel is deze soort wijdverspreid in de Oosterschelde en het Grevelingenmeer [12]. In de Waddenzee werd de soort voor het eerst in 2009 aangetroffen in de jachthaven van Terschelling [13], waarna hij in recentere jaren ook op Vlieland en Schiermonnikoog werd aangetroffen [14].

Tegenwoordig is deze exoot eveneens langs de Ierse en de Engelse westkust te vinden [9].

Wijze van introductie

Het is niet duidelijk hoe deze soort de grote afstanden tussen het noordwestelijke deel van de Stille Oceaan en de Noord-Atlantische kusten overbrugd heeft. Men vermoedt dat de introductie van de Glanzende bolzakpijp in Nederland via oesterimport gebeurde [11]. Deze zakpijpen kunnen zich, net als vele andere soorten, vasthechten aan schelpdieren, zoals mosselen en oesters. Door zich op oesters vast te hechten die vanuit de Noordwest-Stille Oceaan naar Europa geïmporteerd werden, konden deze zakpijpen Europa bereiken. Oestertransport binnen Europa zorgden vervolgens voor een snelle verspreiding over het continent [15].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Glanzende bolzakpijp hecht zich vast op allerlei harde substraten, zoals pontons, touwen of palen [7]. Havens – met hun vele artificiële substraten – vormen daarom de omgeving bij uitstek voor een succesvolle kolonisatie.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Glanzende bolzakpijp wordt, zowel in de Stille als in de Atlantische Oceaan, uitsluitend gevonden in koude tot Arctische streken [4,6,12,16]. Dit geeft aan dat de verspreiding van deze zakpijp waarschijnlijk beperkt wordt tot koudere omgevingen.

(Potentiële) effecten en maatregelen

Effecten op de natuurlijke omgeving zijn niet gekend. Deze soort maakt echter wel deel uit van de aangroeigemeenschap. Aangroei kan diverse substraten aantasten en economische schade toebrengen. Het verhinderen van de aangroei, door het reinigen en behandelen met aangroeiwerende verf, kost handenvol geld [17]. Bovendien bezorgen vele van deze verven schade aan het ecosysteem.

In 2007 werd in Nederland een maatregel ingevoerd die de import van mosselen vanuit Ierland naar Nederland verbiedt. Dit werd besloten nadat men merkte dat er op mosselschelpen een hoge diversiteit aan niet-inheemse soorten te vinden was, waaronder ook de Glanzende bolzakpijp. Nog geen jaar later, in december 2008, moest de maatregel opgeheven worden onder druk van de Europese Commissie, die Nederland voor het Europese Hof daagde wegens inbreuk op de Europese vrijhandel [15]. Vervolgens is vanaf 2012 alsnog een streng schelpdiertransportbeleid ingevoerd [18], met doorlopende intensieve monitoring in potentiële exportgebieden en bij aankomst in Nederland. Dit preventiebeleid richt zich specifiek op het minimaliseren van de kans dat probleemsoorten (i.e. soorten

waarvan wordt verwacht dat ze een significante negatieve impact zullen hebben op de Natura 2000-waarden van de Oosterschelde) samen met schelpdieren worden ingevoerd.

Specifieke kenmerken

Een kolonie van de Glanzende bolzakpijp vormt korstige klompen tot 3 cm hoog. De kleur is vaak geel tot oranje met een doorzichtige witte waas op de bovenkant. Ze kunnen ook egaal vuilwit gekleurd zijn. De kolonie bestaat uit een of meer afgeplatte lobben aan de bovenzijde. De zijkanten zijn vaak bedekt met zand en sediment. Individuen (zoïden) zitten dicht op elkaar in een onregelmatig patroon [10]. De kolonies zijn relatief dik en aanzienlijk steviger dan de kolonies van de andere kolonievormende zakpijpsoorten die in België en de buurlanden gevonden kunnen worden.

Zakpijpen zijn filtervoeders. Het water loopt via de instroomopening naar binnen en voert tal van kleine voedseldeeltjes mee. Deze worden gevangen in slijm dat geproduceerd wordt door een klier, de endostyle. Via de uitstroomopening stroomt het water met afvalstoffen weer naar buiten [10].

De Glanzende bolzakpijp maakt de stof '3-demethylubiquinone Q2' aan die hij gebruikt om energie uit zijn voeding te halen. Onderzoek heeft aangetoond dat deze stof kankerpreventieve eigenschappen bezit [19].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Aplidium glabrum* (Verrill, 1871). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=103647 (2024-10-18).

[2] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[3] Tokioka, T. (1967). Pacific Tunicata of the United States National Museum. Bulletin. United States National Museum, 251. Institution, S.: Washington D.C., USA. 247 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=98352]

[4] Costello, M.J.; Bouchet, P.; Boxshall, G.; Arvanitidis, C.; Appeltans, W. (2018). European Register of Marine Species. *Aplidium glabrum* (Verrill, 1871). http://www.vliz.be/vmdcdata/narms/narms.php?p=taxdetails&id=103647#distributions (2018-07-19).

[5] Locke, A. (2009). A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. Aquat. Invasions 4(1): 71-79. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197743]

[6] Hayward, P.J.; Ryland, J.S. (Ed.) (1990). The marine fauna of the British Isles and North-West Europe: 2. Molluscs to chordates. Clarendon Press: Oxford, UK. ISBN 0-19-857515-7. xvi, 628-996 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=4891]

[7] Gittenberger, A. (2007). Recent population expansion of non-native ascidians in The Netherlands. J.Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(1): 122-126. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206037]

[8] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Glanzende bolzakpijp - *Aplidium glabrum*. https://waarnemingen.be/soort/view/27531?from=2007-08-13&to=2009-08-13&species=27531&prov=0&akt=0&from=1974-08-22&to=2009-08-13&prov=0 (2018-07-06).

[9] Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (2018). *Aplidium glabrum* (Verrill, 1871). https://www.gbif.org/species/2330928 (2018-07-19).

[10] Buizer, D.A.G. (1983). De Nederlandse zakpijpen (Manteldieren) en Mantelvisjes: Tunicata, Ascidiacea en Appendicularia. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 158. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV). Hoogwoud, The Netherlands. 42 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=8883]

[11] Buizer, B. (1989). De zakpijp *Aplidium glabrum* en de sponzen *Haliclona rosea, Prosuberites epiphytum* en *Hymeniacidon perlevis* succesvol in de Oosterschelde. Het Zeepaard 49(6): 156-159. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197745]

[12] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[13] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[14] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Dekker, R.; Niemantsverdriet, P.; Schrieken, N.; Stegenga, H. (2015). Native and non-native species of the Dutch Wadden Sea in 2014. GiMaRIS rapport 2015_08. Office for Risk Assessment and Research, The Netherlands Food and Customer Product Safety Authority of the Ministry of Economical Affairs. Leiden. 94 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312571]

[15] Gittenberger, A. (2009). Invasive tunicates on Zeeland and Prince Edward Island mussels, and management practices in The Netherlands. Aquat. Invasions 4(1): 279-281. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197746]

[16] Sanamyan, K.E. (2000). Three related *Aplidium* species from the southern Kurile Islands (Ascidiacea: Polyclinidae). Zoosyst. Ross. 8(2): 211-216. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197749]

[17] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[18] Bleker, H. (2012). Beleidsregels van de Staatssecretaris van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie van 6 juni 2012, nr. 267278, houdende vaststelling van beleidsregels inzake schelpdierverplaatsingen. Staatscourant, 2012 (12068). Koninkrijk der Nederlanden. 4 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312605]

[19] Fedorov, S.N.; Radchenko, O.S.; Shubins, L.K.; Balaneva, N.N.; Bode, A.M.; Stonik, V.A.; Dong, Z. (2006). Evaluation of cancer-preventive activity and structure-activity relationships of 3-demethylubiquinone Q2, isolated from the ascidian *Aplidium glabrum*, and its synthetic analogues. Pharm. Res. 23(1): 70-81. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297886]

Botrylloides diegensis

© Khadija El Bouchikhi (CC BY-NC-SA 4.0)

Lector
Emmanuel Dumoulin

Wetenschappelijke naam
Botrylloides diegensis Ritter & Forsyth, 1917 [1]

De samengestelde zakpijp *Botrylloides diegensis* is vermoedelijk afkomstig uit het **noordwestelijk deel van de Stille Oceaan**. Zij kon nieuwe gebieden koloniseren via de aangroei op **scheepsrompen**. De eerste rapportage van deze soort in Europa dateert van 2002 (Nederland). De eerste genoteerde observatie op Belgisch grondgebied is van **2019**. Op heden komt deze zakpijp voor in de jachthaven van Zeebrugge en in het havengebied van Oostende. De soort wordt aangetroffen op harde substraten zoals in jachthavens, havendokken, oesterriffen, rotsen en scheepsrompen.

Oorspronkelijke verspreiding

Hoewel de soort beschreven werd op basis van specimens uit de Baai van San Diego (Californië, VS), doet het beperkte verspreidingsgebied langsheen de Noord-Amerikaanse westkust en het ontbreken van andere inheemse *Botrylloides*-soorten vermoeden dat deze zakpijp uitheems is in deze regio [2,3]. Er wordt gesuggereerd dat de soort afkomstig zou zijn uit het noordwestelijk deel van de Stille Oceaan, maar dit kon vooralsnog niet bevestigd worden [3].

Eerste waarneming in België

Botrylloides cf. *diegensis* werd op het Belgisch grondgebied voor de eerste maal met enige waarschijnlijkheid vastgesteld in 2019, in de jachthaven van Zeebrugge [4]. Mogelijk is zij eerder over het hoofd gezien door verwisseling met de slingerzakpijp *Botrylloides violaceus* [5].

Verspreiding in België

Deze zakpijp komt op heden voor in de jachthaven van Zeebrugge en wordt sinds 2023 vermoedelijk ook waargenomen in het Vuurtorendok en de Spuikom van Oostende [4]. Het zou echter wenselijk zijn dat Belgisch materiaal van deze veronderstelde soort aan een grondig onderzoek onderworpen wordt (DNA-sequencing en anatomie) om uitsluitsel te bieden over de identificatie [5].

Hierbij dient echter vermeld te worden dat tussen oktober 2023 en februari 2024 alle oude pontons uit de jachthaven van Zeebrugge werden vervangen door nieuwe exemplaren, waardoor ook de hierop aanwezige fauna en flora werd verwijderd. Het valt nog af te wachten hoe een nieuwe kolonisatie op dit andere type pontons zal verlopen [5].

Verspreiding in onze buurlanden

In Europa werden de eerste examplaren van *Botrylloides diegensis* mogelijk al in 1999 langs de Franse Atlantische kust vastgesteld [6]. In 2002 is ze gerapporteerd uit Nederland [7]. Sinds 2004 worden exemplaren van deze zakpijp ook aangetroffen langsheen de Franse en Engelse kanaalkust [8-10]. In 2011 werden op basis van DNA-onderzoek vele kolonies gevonden op de Bretoense (Frankrijk) en Zuid-Engelse kust. Gelijkaardig onderzoek van *Botrylloides*-materiaal uit het Middellandse Zeegebied (Spanje, Frankrijk, Italië) bracht tevens *Botrylloides diegensis* uit deze regio aan het licht [11,12]. In 2015 werd vastgesteld dat de soort aan de Engelse oostkust (Suffolk en Essex) in volle opmars is. Aan de Engelse westkust (Lancashire) werd daarenboven een ogenschijnlijk geïsoleerde noordelijke

vindplaats ontdekt [9]. In 2017 is *Botrylloides diegensis* afkomstig van vóór de kust van de Kanaaleilanden Guernsey en Jersey, waargenomen [2,13]. Aan de Ierse oostkust werd in 2021 op het schiereiland Howth (Dublin) een mogelijk initiële vestiging van deze zakpijp voor Ierland vastgesteld [14].

Wijze van introductie

Deze zakpijp is in staat nieuwe regio's te koloniseren door transport als aangroei op scheepsrompen [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De soort wordt aangetroffen op harde substraten zoals in jachthavens en andere havendokken, maar eveneens op oesterriffen, rotsen en scheepsrompen [2]. Deze zakpijp kent een aanzienlijke saliniteitstolerantie van 18 tot 35 psu [2,15] en komt voor in koud- tot warmgematigde wateren [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Na bevruchting voltrekt zich een kortdurend vrijzwemmend larvaal stadium (minder dan een dag) [16,17]. Dit maakt dat secundaire natuurlijke verspreiding over grote afstanden weinig waarschijnlijk is.

(Potentiële) effecten en maatregelen

De ecologische en economische impact van *Botrylloides diegensis* is onbekend. Uitbreiding van de soort wordt beschouwd als een mogelijke bedreiging voor de schelpdierkweek [2].

Specifieke kenmerken

Botrylloides diegensis is een kolonievormend manteldier (Tunicata). De kolonies zijn plat en korstvormend, ongeveer 5 mm dik en soms meer dan 50 cm^2 groot. Zoïden zijn ingebed in een gelatineuse matrix (een soort gezamenlijke mantel) en gerangschikt in meanderende kettingen, met 10 tot 15 zoïden gegroepeerd in kleinere eenheden (langgerekte clusters) die een gemeenschappelijke cloacale uitstroomopening vormen. De zoïden zijn cilindrisch, ongeveer 2 à 2,5 mm lang en 1 mm breed. De instroom- of orale opening is glad en cirkelvormig. De individuele uitstroom- of atriale opening van de zoïden (die uitmondt in een gemeenschappelijk uitstroomkanaal of cloacale holte) is wijd open, en de rand is verlengd tot een tongachtige uitstulping van variabele grootte en lengte. Er zijn 16 orale tentakels

van drie verschillende groottes, symmetrisch gerangschikt binnenin aan de basis van de instroomsifo. Vier grote kruisgewijs georienteerd met daartussen alternerend acht kleine en vier van medium-grootte. De kieuwzak telt meestal 10 à 12 rijen kieuwspleten (stigmata) die geordend zijn in een netvormig vatenstelsel. Elke 'maas' van het netwerk van vaten telt twee tot drie stigmata met uitzondering van deze naast de dorsale lamina die er vier tot zes tellen. In de maag bevinden zich negan à tien lusvormige orgaantjes die als een soort maagplooien doorheen de maagwand zichtbaar zijn [2,7,16,18-20].

De kleuren van *Botrylloides diegensis* zijn variabel, wat het onderscheid met andere *Botrylloides*-soorten niet eenvoudig maakt en er is vaak DNA-onderzoek aangewezen voor een nauwkeurige identificatie [8,11,21-23]. Zo wordt *Botrylloides diegensis* bij ons doorgaans gekenmerkt door monochrome oranje of gele kolonies contrasterend met een bruinachtige of doorschijnende bleke achtergrond van de matrix. Wereldwijd onderzoek naar de soort geeft te kennen dat de kleur van de zoïden kan variëren van bruin, oranje, geel, purper tot vuilwit en ook tweekleurige kolonies komen vaak voor. Daarenboven kan ook de kleur van de matrix verschillen. Rond de instroomopening van de zoïden is soms een heldere of bleekgekleurde oranje, gele, groene of witte ring zichtbaar [7,11,16,19,24,25].

Botrylloides diegensis is eventueel te verwisselen met een andere niet-inheemse soort *Botrylloides violaceus*. Bij deze laatste echter is de tweede rij stigmata (vanaf de instroomopening) onvolledig en bereikt nooit de dorso-mediaanlijn van de kieuwzak, zijn de larven groter en het aantal ampullae erop talrijker [7,25,33,34]. Ook met de in Noordwest-Europa als inheems beschouwde (maar van meer mediterrane oorsprong) Tweekleurige slingerzakpijp *Botrylloides leachii* is verwarring mogelijk [22,26-30,32]. Ver buiten ons faunagebied werd zij in het verleden immers ook vaak al verwisseld met lokale zustersoorten [31]. Daarenboven bestaat er een zekere ambiguïteit met betrekking tot de soortbegrenzing van *Botrylloides leachii*, wat aantoont hoe complex het *Botrylloides*-verhaal is [32].

Samengestelde zakpijpen planten zich zowel ongeslachtelijk (uitlopers vanuit de lichaamswand van de zoïde) als geslachtelijk (bevruchte eieren ontwikkelen tot larven) voort. De zoïden zijn hermafrodiet, maar afhankelijk van de levenscyclus worden eieren intern of extern (door sperma van nabijgelegen dieren) bevrucht, resulterend in een vrijzwemmende larve die zich meestal binnen de dag op een vast substraat vestigt [16,17].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Botrylloides diegensis* Ritter & Forsyth, 1917. https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=252278 (2024-10-18).

[2] Nemesis. *Botrylloides diegensis*. https://invasions.si.edu/nemesis/species_summary/-448 (2024-04-04)

[3] Carlton, J.T. (2009). Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time, in: Rilov, G. et al. Biological invasions in marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives. Ecological Studies, 204: pp. 13-56. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393519]

[4] waarnemingen.be. *Botrylloides diegensis* Ritter & Forsyth, 1917. https://waarnemingen.be/species/159676 (2024-04-04)

[5] Dumoulin, E. (2024). Persoonlijke mededeling.

[6] Bishop, J.D.D.; Wood, C.A.; Lévêque, L.; Yunnie, A.L.E.; Viard, F. (2015). Repeated rapid assessment surveys reveal contrasting trends in occupancy of marinas by non-indigenous species on opposite sides of the western English Channel. Mar. Pollut. Bull. 95(2): 699-706. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393431]

[7] Faasse, M. (2006). *Botrylloides* cf. *diegensis* (Ritter & Forsyth, 1917) en B. violaceus Oka, 1923 in Nederland. Het Zeepaard 66(4): 101-105. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=101765]

[8] Bishop, J.; Wood, C.; Yunnie, A.; Griffiths, C. (2015). Unheralded arrivals: non-native sessile invertebrates in marinas on the English coast. Aquat. Invasions 10(3): 249-264. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393518]

[9] Wood, C.A.; Bishop, J.D.D.; Rennocks, L.; Crundwel, R. (2016). RAS 2015: Non-native species rapid assessment surveys in English marinas (E Anglia & W coast). The Bromley Trust: London. 34 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393517]

[10] Goulletquer, P. (2016). Guide des organismes exotiques marins - littoral atlantique et littoral méditerranéen. Références Nature. BELIN: [s.l.]. ISBN 978-2701190204. 304 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=316984]

[11] Viard, F.; Roby, C.; Turon, X.; Bouchemousse, S.; Bishop, J. (2019). Cryptic diversity and database errors challenge non-indigenous species surveys: An illustration with Botrylloides spp. in the English Channel and Mediterranean Sea. Front. Mar. Sci. 6: 615. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393515]

[12] MNHN & OFB (Ed.) 2003-2024. Fiche de *Botrylloides diegensis* Ritter & Forsyth, 1917. Inventaire national du patrimoine naturel (INPN). https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/837382 (2024-05-05)

[13] States of Jersey (2017). Non-native marine species in the Channel Islands: A review and assessment. Department of the Environment: Jersey. ISBN 978-0901897138. 238 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393430]

[14] O'Shaughnessy, K.; Lyons, D.; Ashelby, C.; Counihan, R.; Pears, S.; Taylor, E.; Davies, R.; Stebbing, P. (2023). Rapid assessment of marine non-native species in Irish marinas. Manag. Biol. Inv. 14(2): 245-267. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393412]

[15] Smith, J.; Sheets, E.; Cohen, C.S. (2024). Testing the salinity tolerance levels of similar invasive species found in the San Francisco Bay. STAR Program Research Presentations. Star Teacher Researcher (STAR): San Luis Obispo. 1 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393514]

[16] Van Name, W.G. (1945). The North and South American ascidians. Bulletin of the American Museum of Natural History, 84. Order of the Trustees/[American Museum of Natural History]: New York. vii, 476 p., 31 plates pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393513]

[17] Barnes, R.D. (1987). Invertebrate zoology. 5th edition. Saunders: Philadelphia. ISBN 0-03-008914-X. IX, 893 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393512]

[18] Abbott, D.P.; Lambert, C.C.; Lambert, G.; Newberry, A.T. (2007). Ascidiacea. in: Carlton, J.T. (Ed.). The Light and Smith Manual. Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon, Completely Revised and Expanded. Fourth Edition. University of California Press,: Berkeley: 949-964. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=300117]

[19] Ritter, W.E.; Forsyth, R.A. (1917). Ascidians form the littoral zone of southern California. Univ. Calif. Publ. Zool. 16(24): 439-512. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393511]

[20] Brunetti, R.; Mastrototaro, F. (2017). Ascidiacea of the European waters. Fauna d'Italia, 51. Calderini/Edagricole: Milano. ISBN 9788850655298. 447 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393375]

[21] Rocha, R.M.; Salonna, M.; Griggio, F.; Ekins, M.; Lambert, G.; Mastrototaro, F.; Fidler, A.; Gissi, C. (2019). The power of combined molecular and morphological analyses for the genus *Botrylloides*: identification of a potentially global invasive ascidian and description of a new species. Syst. Biodiv. 17(5): 509-526. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393408]

[22] Temiz, B.; Clarke, R.M.; Page, M.; Lamare, M.; Wilson, M.J. (2024). Identification and characterisation of *Botrylloides* (Styelidae) species from Aotearoa New Zealand coasts. N.Z. J. Mar. Freshwat. Res. 58(2): 255-273. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393407]

[23] André, F.; Lamare, V.; Pean, M. in: DORIS, 27/06/2021: *Botrylloides* spp. (*leachii, violaceus, diegensis*) (Savigny, 1816). https://doris.ffessm.fr/ref/specie/481 (2024-05-05)

[24] Lambert, Ch.C.; Lambert, G. (2003). Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. Mar. Ecol. Prog. Ser. 259: 145-161. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393506]

[25] Cohen, A.N. (2011). The exotics guide: Non-native marine species of the North American Pacific coast. Center for Research on Aquatic Bioinvasions/San Francisco Estuary Institute: Richmond, Oakland. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393404]

[26] Bay-Nouailhat, A.; Bay-Nouailhat, W. (2020). Guide des tuniciers de l'Europe de l'ouest: Atlantique & Méditerranée. M&L éditions: Melgven. ISBN 978-2-9571115-0-3. 240 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393401]

[27] Bowen, S.; Goodwin, C.; Kipling, D.; Picton, B. (2018). Sea squirts and sea sponges of Britain and Ireland. Wild Nature Press. Princeton University Press: Princeton. ISBN 978-0995567382. 200 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393399]

[28] Groepler, W. (2012). Die Seescheiden von Helgoland: Biologie und Bestimmung der Ascidien. Die Neue Brehm-Bücherei, 673. Westarp Wissenschaften: Hohenwarsleben. ISBN 978-3-89432-917-4. 454 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=227093]

[29] Bishop, J.; Wood, C. (Ed.) (2020). Identification guide for selected marine non-native species. Marine Biological Association: Plymouth. 40 pp. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393396]

[30] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 86(6): 1329-1337. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=119308]

[31] Monniot, C. (1988). Ascidies de Nouvelle-Calédonie. IV. Styelidae (suite). Bull. Mus. Natl. Hist. Nat., Sect. A Zool. Biol. Ecol. Anim. Serie 4, 10(2): 163-196. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393381]

[32] Reem, E.; Douek, J.; Rinkevich, B. (2018). Ambiguities in the taxonomic assignment and species delineation of botryllid ascidians from the Israeli Mediterranean and other coastlines. Mitochondrial DNA. Part A 29(7): 1073-1080. [https://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=393378]

[33] Saito, Y.; Mukai, H.; Watanabe, H. (1981). Studies on Japanese compound styelid ascidians: II. A new species of the genus *Botrylloides* and redescription of *B. violaceus* Oka. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. 26(4-6): 357-368. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=40653]

[34] Saito, Y.; Watanabe, H. (1985). Studies on Japanese compound styelid ascidians IV. Three new species of the genus *Botrylloides* from the vicinity of Shimoda. Publications of the Seto Marine Biological Laboratory 30(4-6): 227-240. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=395737]

Botrylloides violaceus

Gewone slingerzakpijp

© Arjan Gittenberger - GiMaRIS

Lector
Arjan Gittenberger

Wetenschappelijke naam
Botrylloides violaceus Oka, 1927 [1]

De Gewone slingerzakpijp *Botrylloides violaceus* is een kolonievormende zakpijp die van nature enkel voorkomt in het **noordwesten van de Stille Oceaan**. Deze exoot werd vóór 1998 naar Europa getransporteerd door zich vast te hechten aan **scheepsrompen of levende mariene organismen**, zoals Japanse oesters. Daarna verspreidde de soort zich verder door vasthechting aan de romp van plezierjachten. Gevestigde kolonies van deze zakpijp werden langs de Belgische kust voor het eerst waargenomen in **2004**, in de haven van Zeebrugge. De kolonies zijn meestal uniform gekleurd, maar kunnen ook tweekleurig zijn. Hoewel vooral de rode kleur in West-Europa veel lijkt voor te komen, kunnen tevens vuilwitte, paarse, felgele of oranje kolonies aangetroffen worden, evenals combinaties van

twee van deze kleuren. De Gewone slingerzakpijp is morfologisch alleen van andere in West-Europa voorkomende *Botrylloides*-soorten te onderscheiden aan de hand van de anatomie en de larven. Door het zeldzame voorkomen van overige *Botrylloides*-soorten betreffen waarnemingen, waarbij vele kolonies nabij elkaar worden waargenomen, naar alle waarschijnlijkheid *Botrylloides violaceus*.

Oorspronkelijke verspreiding

De Gewone slingerzakpijp komt oorspronkelijk uit het noordwesten van de Stille Oceaan, nabij Japan [2].

Eerste waarneming in België

De eerste waarneming in het studiegebied vond plaats in 2000, toen werd deze zakpijp waargenomen in de jachthaven van Breskens, in de Westerschelde. Het ging meteen al om meer dan honderd kolonies [3].

De allereerste waarneming in België dateert van 15 september 2003. Toen werd deze zakpijp aangetroffen op de romp van een pleziervaartuig tijdens een reinigingsbeurt op de kade. Aangezien het schip zowel langs de Nederlandse als de Belgische kust had gevaren, kon de herkomst van het gevonden exemplaar niet worden bepaald, waardoor dit niet als eerste officiële waarneming voor België geldt [4]. Op 12 juni 2004 werd de Gewone slingerzakpijp teruggevonden op pontons in de Zeebrugse jachthaven [4].

Verspreiding in België

Een maand na de eerste officiële waarneming in de Zeebrugse jachthaven werden op dezelfde locatie talrijke kolonies in diverse kleuren gevonden. Tot heden beperkt het voorkomen van deze soort op Belgisch grondgebied zich tot Zeebrugge [4].

In ons studiegebied kan de Gewone slingerzakpijp eveneens worden aangetroffen in de Nederlandse Westerschelde, van de monding tot voorbij Vlissingen [5].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming in Europa dateert van mei 1991, in Venetië (Italië). Er wordt geschat dat de soort er één tot twee jaar eerder geïntroduceerd werd [6].

In 1999 werd een kleine rode zakpijpkolonie gefotografeerd in een mosselkwekerij in Zijpe (Noord-Holland). Mogelijk ging het hier reeds om de Gewone slingerzakpijp [7]. In het daaropvolgende jaar werd deze zakpijp waargenomen in de jachthaven van Breskens, nabij de monding van de Westerschelde [3]. Ook in de jachthaven van Yerseke, in de Oosterschelde, werden in 2002 al meer dan duizend kolonies gesignaleerd [8]. Vervolgens is de soort ook het Grevelingenmeer binnengedrongen [7] en in 2009 werd de Gewone slingerzakpijp voor het eerst in de Waddenzee aangetroffen [9].

Onderzoek in 2004 in Zuid-Engeland bracht aan het licht dat de Gewone slingerzakpijp ook hier reeds wijdverspreid was. Talrijke voorkomens werden ook gemeld in Bretagne (Frankrijk) [10].

Daar bij de eerste waarnemingen telkens een groot aantal kolonies werden aangetroffen, wordt vermoed dat de introducties steeds vroeger hedden plaatsgevonden dan de officiële rapportagedatums. Hierdoor is het onduidelijk waar en wanneer deze zakpijp voor het eerst in Europa geïntroduceerd werd. Ook de verwarring met een inheemse zakpijp, *Botrylloides leachii*, zorgde voor een vertraging in de identificatie van de Gewone slingerzakpijp in Europa [3,7,10].

Wijze van introductie

De introductie in Europa vond hoogstwaarschijnlijk plaats door vasthechting aan scheepsrompen of levende organismen, zoals schelpdieren [3].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Gewone slingerzakpijp heeft zijn succes te danken aan het feit dat de soort weinig eisen stelt aan zijn vasthechtingsplaats. Deze zakpijp kan zich vasthechten aan een variëteit van materialen, gaande van scheepsrompen tot drijvende voorwerpen, maar kan zich ook vasthechten op levende organismen, zoals mosdiertjes, schelpen en wieren [3]. Nadat de zakpijp zich heeft vasthecht aan een organisme, kan het deze overgroeien. De zakpijp kan hierbij ook de inheemse Paarse geleikorst *Botryllus schlosseri* in zekere mate verdringen [5]. Hierbij kon worden aangetoond dat de Gewone slingerzakpijp-kolonies zich sneller uitbreiden bij de aanwezigheid van de inheemse *Botryllus schlosseri* in vergelijking met situaties waar deze laatste niet aanwezig is op het substraat.

Naast een seksuele voortplanting kan deze exoot zich ook aseksueel voortplanten door knopvorming [2], wat bijdraagt tot zijn succes.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

Vasthechting op scheepsrompen kan zorgen voor een snelle verspreiding tussen havens. In de zuidelijke Noordzee-regio spelen vooral plezierjachten een belangrijke rol in de secundaire verspreiding van deze exoot [3].

De Gewone slingerzakpijp geeft de voorkeur aan koude kust- en zeegebieden, wat de snelle verspreiding in het noorden verklaart [2]. Daarnaast kan deze zakpijp zich aanpassen aan diverse milieuomstandigheden. De soort wordt namelijk aangetroffen bij temperaturen tussen -1 en 25 °C [11] en in zoutgehaltes tussen 19 en 34 psu [9] (zout tot brak met een zoute invloed). Ter vergelijking: de Noordzee heeft een gemiddeld zoutgehalte van 35 psu.

Omdat jachthavens – met hun kunstmatige harde substraten – talrijke mogelijkheden bieden tot groei, kan deze zakpijp daar lokaal talrijk voorkomen [12].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Samen met vele andere organismen die zich vasthechten, maakt de Gewone slingerzakpijp deel uit van de aangroeigemeenschap. Aangroei kan diverse substraten aantasten en aanzienlijke economische schade veroorzaken [13]. Het reinigen en behandelen van scheepsrompen met een aangroeiwerende verf kost immers handenvol geld [14]. Bovendien zijn vele van deze verven schadelijk voor het ecosysteem [15].

De soort kan bij massale aanwezigheid de condities van het leefmilieu wijzigen of in competitie treden met andere (inheemse) soorten [16-18]. Zo kan de waterkwaliteit worden beïnvloed wanneer de soort in hoge concentraties voorkomt. Dit is te wijten aan de uitwerpselen of grote sterfte binnen een kolonie, waardoor onder meer de bodemkwaliteit wordt aangetast [19]. Voor de Nederlandse kust werd aangetoond dat de Gewone slingerzakpijp – in water met een hoog zoutgehalte – de Paarse geleikorst *Botryllus schlosseri* gedeeltelijk kan verdringen, door ruimtelijke competitie. In brak water houdt de Paarse geleikorst stand, aangezien deze soort beter bestand is tegen lagere zoutgehaltes [5].

Afhankelijk van de troebelheid en de hoeveelheid voedsel in het systeem kan de aanwezigheid van de Gewone slingerzakpijp andere, en soms tegenstrijdige, effecten met zich meebrengen. Zo zal de extra filtratie in een troebel systeem net een positief effect hebben op de algen en planten, door een verbetering van de lichtcondities. Echter, bij voedselschaarste zullen inheemse soorten meer last ondervinden van deze exoot door extra competitie voor voedsel, waardoor de mogelijkheid bestaat dat ze verdrongen zullen worden [19]. Ook andere effecten zijn niet uit te sluiten gezien de soort vaak in grote concentraties wordt waargenomen [3,9].

Specifieke kenmerken

De Gewone slingerzakpijp behoort tot de klasse van de zakpijpen (Ascidiacea). Deze soort vormt kolonies met een korstvormig uitzicht. Deze kolonies hebben een dikte van 2 tot 3 mm en kunnen soms diameters van meer dan 30 cm bereiken [2]. De kolonies kunnen in verschillende kleuren voorkomen, waaronder vuilwit, geel, oranje en paars. Een enkele kolonie van de Gewone slingerzakpijp kan eveneens uit verschillende kleuren bestaan [19].

Elke kolonie bestaat uit verschillende individuen, ook wel zoïden genoemd. Elk individu is cilindervormig en bereikt een lengte van 2,5 tot 3 mm [2]. Net zoals alle zakpijpen verzamelt ook de Gewone slingerzakpijp haar voedsel door gebruik te maken van een inwendig zeefapparaat dat plantaardig (fytoplankton) en dierlijk plankton (zoöplankton), samen met organisch materiaal, uit het water filtert en opneemt [20]. Het water dat het lichaam binnenkomt langs een instroomopening (siphon) stroomt doorheen het zeefapparaat (pharynx) dat de voedseldeeltjes tegenhoudt en wordt via de uitstroomopening naar buiten gestuwd [21].

Om de Gewone slingerzakpijp te onderscheiden van andere soorten, heeft men een microscoop nodig. Typerend voor deze soort zijn de 10 tot 11 rijen kieuwspleten (stigmata) die aan elke zijde van de kieuwkorf te vinden zijn [2]. De beste manier op deze exoot van andere zakpijpen te onderscheiden is door aandacht te besteden aan de morfologie van de larven. De larven van de Gewone slingerzakpijp zijn immers aanzienlijk groter dan deze van erg gelijkaardige zakpijpen *Botrylloides diegensis* en de Tweekleurige slingerzakpijp *Botrylloides leachii* [19].

Voortplanting kan aseksueel (door knopvorming) of seksueel (door de vorming van larven) plaatsvinden. In het geval van seksuele voortplanting zwemmen de larven 4 tot 10 uur vrij in de waterkolom vooraleer ze zich vestigen [2].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Botrylloides violaceus* Oka, 1927. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=148715 (2024-10-18).

[2] Saito, Y.; Mukai, H.; Watanabe, H. (1981). Studies on Japanese compound styelid ascidians: 2. A new species of the genus *Botrylloides* and redescription of *B. violaceus* Oka. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. 26(4-6): 357-368. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=40653]

[3] Faasse, M.; De Blauwe, H. (2002). De exotische samengestelde zakpijp *Botrylloides violaceus* Oka, 1927 in Nederland (Ascidiacea: Pleurogona: Styelidae). Het Zeepaard 62(5): 136-141. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=27962]

[4] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[5] Gittenberger, A.; Moons, J.J.S. (2011). Settlement and possible competition for space between the invasive violet tunicate *Botrylloides violaceus* and the native star tunicate *Botryllus schlosseri* in The Netherlands. Aquat. Invasions 6(4): 435-440. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208012]

[6] Brunetti, R. (2011). Persoonlijke mededeling

[7] Gittenberger, A. (2007). Recent population expansion of non-native ascidians in The Netherlands. J.Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(1): 122-126. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206037]

[8] Faasse, M.; De Blauwe, H. (2002). Naschrift bij het artikel over de zakpijp *Botrylloides violaceus*. Het Zeepaard 62(5): 150-150. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=28299]

[9] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[10] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86(6): 1329-1337. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119308]

[11] Lindeyer, F.; Gittenberger, A. (2011). Ascidians in the succession of marine fouling communities. Aquat. Invasions 6(4): 421-434. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=208009]

[12] Simkanin, C.; Dower, J.F.; Filip, N.; Jamieson, G.; Therriault, T.W. (2013). Biotic resistance to the infiltration of natural benthic habitats: Examining the role of predation in the distribution of the invasive ascidian *Botrylloides violaceus*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 439: 76-83. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297203]

[13] Carlton, J. (1989). Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. Conserv. Biol. 3(3): 265-273. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=142020]

[14] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[15] Dafforn, K.A.; Lewis, J.A.; Johnston, E.L. (2011). Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. Mar. Pollut. Bull. 62(3): 453-465. [http://www.vliz.be/en/catalogue?module=ref&refid=296664]

[16] Wallentinus, I.; Nyberg, C.D. (2007). Introduced marine organisms as habitat modifiers. mar. Pollut. Bull. Spec. Issue 55(7-9): 323-332. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120643]

[17] Galil, B.S. (2007). Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Mar. Pollut. Bull. Spec. Issue 55(7-9): 314-322. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=120641]

[18] Carver, C.E.; Mallet, A.L.; Vercraemer, B. (2006). Biological synopsis of the colonial tunicates, *Botryllus schlosseri* and *Botrylloides violaceus*. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences = Rapport Manuscrit Canadien des Sciences Halieutiques et Aquatiques, 2747. Fisheries and Oceans Canada, Bedford Institute of Oceanography. Dartmouth. 42 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297204]

[19] Gittenberger, A. (2011). Persoonlijke mededeling

[20] Ruppert, E.E.; Barnes, R.D. (1994). Invertebrate zoology. 6th edition. Saunders College Publishing: Orlando. ISBN 0-03-026668-8. 1056 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=9414]

[21] Millar, R.H. (1970). British ascidians, Tunicata: Ascidiacea: keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna, N.S. 1. Academic Press: London, UK. ISBN 12-496650-0. 92 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25181]

Diplosoma listerianum

Grijze korstzakpijp

© Dann Blackwood - U.S. Geological Survey

Lector
Arjan Gittenberger

Wetenschappelijke naam
Diplosoma listerianum (Milne Edwards, 1841) [1]

De Grijze korstzakpijp *Diplosoma listerianum* betreft een **cryptogene soort**. Het oorsprongsgebied is dus tot op heden ongekend. De soort werd geïntroduceerd door vasthechting op **scheepsrompen** en via het transport van organismen voor **aquacultuurdoeleinden**. In Europa komt de soort wijdverspreid voor in Groot-Brittannië, langsheen de Europeese westkust en ter hoogte van de kusten van de Middellandse Zee. In België wordt de soort sinds **2002** regelmatig aangetroffen op pontons in de jachthaven van Zeebrugge, en later ook in Oostende en op funderingen van offshore windmolens. De kolonies zijn relatief fragiel en hebben een doorzichtig en gelatineus uiterlijk. De Grijze korstzakpijp kan aangetroffen worden vanaf de laagwaterlijn tot op een diepte van ongeveer 80 meter.

Oorspronkelijke verspreiding

De Grijze korstzakpijp – ook wel 'Geleikorstzakpijp' genoemd – is wereldwijd verspreid. De exacte plaats van herkomst is op heden ongekend [2], waardoor de soort als cryptogeen wordt beschouwd [3].

De Grijze korstzakpijp groeit op stenen, pontons en andere harde substraten, maar is ook terug te vinden op wieren, zeegras en zelfs andere zakpijpen. De soort komt vooral voor in beschutte omgevingen tot op dieptes van 80 meter [4].

Eerste waarneming in België

Het voorkomen van de Grijze korstzakpijp werd in België voor het eerst gesignaleerd op 12 september 2002, in de jachthaven van Zeebrugge [5].

In een overzicht van de in West-Europa voorkomende zakpijpsoorten uit 1933, wordt de soort reeds vermeld als zijn aanwezig langsheen 'de kust van Nederland en België' [6]. Het is echter onduidelijk of het om het Belgische, het Nederlandse, of om beide zeegebieden gaat, waardoor de eerste waarneming in België een vaag gegeven betreft en 2002 als officiële introductiedatum blijft gelden.

Verspreiding in België

Na 2002 kwam de soort plots talrijk voor in de jachthaven van Zeebrugge, waar hij tot eind 2008 regelmatig werd waargenomen [7]. Echter, tijdens zoektochten op en rond de pontons in augustus 2011, werd de Grijze korstzakpijp er niet meer gevonden [5]. Sinds 2019 worden opnieuw sporadische meldingen gemaakt van de soort in de Zeebrugse jachthaven [8].

In 2020 werd de Grijze korstzakpijp aangetroffen op de funderingen van offshore windmolens in het Belwind-windpark, zo'n 50 km offshore. De zakpijp werd er aangetroffen in de sublitorale zone, vastgehecht op mossels [9,10]. Tijdens een analyse van de subtidale macrofauna op dezelfde locatie in 2010 werd de soort er nog niet aangetroffen [9]. In 2023 werd de Grijze korstzakpijp ook een eerste maal gerapporteerd in Oostende, een maal in de Spuikom en een keer in het Vuurtorendok [8].

Verspreiding in onze buurlanden

De Grijze korstzakpijp komt wereldwijd voor. Langsheen de Atlantische kust reikt zijn areaal van Zuid-Afrika tot in Noorwegen [11]. In een West-Europese soortenlijst, samengesteld

in 1933, werd het toenmalig gekende verspreidingsgebied van de Grijze korstzakpijp gespecificeerd als 'voorkomend langs de volledig westkust van Europa, van Noorwegen tot aan de Middellandse Zee' [12].

De eerste officiële waarneming van de Grijze korstzakpijp in Nederland dateert van 1977, in Zeeland, nabij Burghsluis, in Flauwers en in het havenkanaal van Zierikzee [12]. Tot 1988 werd de Grijze korstzakpijp enkel gesignaleerd op Schouwen-Duiveland, in de Oosterschelde [13]. Later in 1990, werd deze soort ook aangetroffen in het Kanaal door Walcheren nabij Vlissingen, in Nieuw- en St.-Joostland en in Veere, eveneens langs de Oosterschelde. Momenteel is deze zakpijp wijdverspreid in het Grevelingenmeer, de Oosterschelde en in het havenkanaal Goes [14] en werd een eerste exemplaar in de Waddenzee vastgesteld in 2014, in de haven van Oudeschild (Texel) [15].

In Frankrijk komt de Grijze korstzakpijp voor ter hoogte van Roscoff in Bretagne [16]. In het Verenigd Koninkrijk werd deze exoot reeds aangetroffen langsheen de zuid- en de westkust, terwijl de oostkust voorlopig nog gevrijwaard blijft [17].

Wijze van introductie

De introductie van de Grijze korstzakpijp gebeurde door vasthechting op scheepsrompen en via het transport van organismen voor aquacultuurdoeleinden, zoals oesters [18].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

Tot op heden werd de Grijze korstzakpijp in België enkel gesignaleerd in de jachthaven van Zeebrugge. De soort kan dus bezwaarlijk als succesrijk in België omschreven worden.

De Grijze korstzakpijp kan zich vasthechten op allerhande substraten, zoals stenen, pieren of andere zakpijpen [19]. Hierdoor vormen havens – met hun vele artificiële oppervlaktes – een ideale omgeving voor deze exoot.

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Grijze korstzakpijp is wereldwijd terug te vinden [11], wat doet vermoeden dat temperatuur weinig rol speelt in het limiteren van zijn verspreidingsgebied. De soort kan zich voortplanten binnen een brede range aan temperaturen (tussen 10 en 25 °C) [20].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Eens de Grijze korstzakpijp gevestigd is, staat dit organisme erom bekend in korte tijd de meest frequent voorkomende aangroeisoort te worden in een lokale gemeenschap. Daarbij zouden andere organismen verdrongen of overgroeid kunnen worden [17], hoewel binnen Europa geen aantoonbare bewijzen van het verdringen van andere soorten bestaan. Het overgroeien van materialen en organismen (en eventueel verdringen van andere organismen) kan economische schade toebrengen aan de aquacultuursector (bv. mosselkwekerijen) [21]. De toename in biomassa verhoogt de druk op de installaties terwijl de water- en nutriëntenuitwisseling van andere organismen wordt bemoeilijkt [22-26]. Bij de schelpdierkweek gaat zo'n 30% van de kosten naar het verwijderen of onder controle houden van de groei van zakpijpen op de kweekdieren. Dit gebeurt door ze bloot te stellen aan lucht [27], in plasticfolie te wikkelen [28,29] of door het aanbrengen van verdund bleekmiddel [30], azijn [31], azijnzuur of gebluste kalk [21,32].

Het voorkomen van deze exoot op scheepsrompen verhoogt de vaarweerstand van de schepen [18]. Het beletten van vasthechting – door reiniging en behandeling met een aangroeiwerende verf – brengt eveneens hoge kosten met zich mee [33].

Specifieke kenmerken

De Grijze korstzakpijp is een filtervoeder. Het water loopt via de instroomopeningen naar binnen en voert tal van kleine voedseldeeltjes mee. Deze worden gevangen in slijm, geproduceerd door een klier, die de 'endostyle' genoemd wordt. Via de uitstroomopening komt het water met afvalstoffen weer naar buiten [12].

De Grijze korstzakpijp vormt dunne, vuilwitte kolonies, meestal minder dan 2 mm dik en slechts enkele mm^2 in oppervlakte. Soms kunnen ze grotere oppervlaktes bedekken. De zacht aanvoelende kolonies zijn doorschijnend met zwarte puntjes die de aparte individuen – door wetenschappers 'zoïden' genoemd – voorstellen, waarbij één enkel individu een diameter van ongeveer 2 mm heeft. De gemeenschappelijke uitstroomopeningen vallen op als grote gaten [12]. Indien een kolonie in meer detail wordt bekeken dan worden vele kleine witte stipjes zichtbaar op een verder doorzichtige kolonie. Deze witte pigmentstipjes zijn vaak in grotere dichtheden te vinden rondom de grote uitstroomopeningen, waardoor het lijkt alsof er een wit lijntje rondom deze openingen loopt. Sommige kolonies van de Druipzakpijp *Didemnum vexillum* zijn ook grotendeels doorzichtig. De witte stipjes die in deze kolonies te vinden zijn betreffen echter kleine harde skeletdeeltes (spicules) in plaats van de pigmentvlekjes die in *Diplosoma*-soorten aanwezig zijn.

De identificatie van deze exoot niet eenvoudig. De Grijze korstzakpijp wordt in West-Europa vaak verward met een andere zakpijp, namelijk *Diplosoma spongiforme*. Algemeen kan men stellen dat *Diplosoma spongiforme* minder doorschijnend en dikker (5 à 6 mm)

is dan de Grijze korstzakpijp, hoewel van deze laatste ook al dikkere exemplaren werden aangetroffen. Bijgevolg betreft dit criterium geen eenduidig identificatiekenmerk. Om de twee soorten met zekerheid te onderscheiden dient een microscopisch onderzoek van de anatomie plaats te vinden [16].

De vrijzwemmende larven van de Grijze korstzakpijp stellen de soort in staat om zich op een eenvoudige wijze verder te verspreiden [34]. De larven bewegen zich voort door afwisselend opwaarts naar het licht toe te zwemmen en zich vervolgens te laten zinken, waarbij ze de bodem vermijden [35]. Wanneer de larven rijp zijn om zich te vestigen, hechten ze zich vast op een schaduwrijke en voor predatoren beschutte plaats, zoals de zijwand van een rots [34,35].

Het larvale stadium duurt maar enkele uren, wat opmerkelijk is voor een soort die zo'n omvangrijke verspreiding kent. Door de beperkte verspreidingssnelheid per generatie worden grote genetische verschillen waargenomen tussen verschillende populaties [36]. Hieruit bleek tevens dat *Diplosoma listerianum* als het ware een soortcomplex vormt met verschillende cryptische soorten. Omgekeerd werden ook genetische gelijkenissen vastgesteld tussen enkele ver van elkaar voorkomende populaties (Plymouth, California en Melbourne). Dit wijst op een recente menselijke invloed door middel van langeafstandtransporten via scheepvaart of import voor aquacultuur.

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=103579 (2024-10-18)

[2] De Blauwe, H.; Dumoulin, E. (2009). De zeefauna en -flora uit de jachthaven van Zeebrugge, in het bijzonder de fouling-organismen van drijvende pontons. De Strandvlo 29(2): 41-63. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=139489]

[3] Glasby, T.M.; Connell, S.D.; Holloway, M.G.; Hewitt, C.L. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? Mar. Biol. (Berl.) 151(3): 887-895. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=196986]

[4] Soortenbank.nl: Dieren planten en paddenstoelen in Nederland (2018). Geleikorstzakpijp (*Diplosoma listerianum*). http://www.soortenbank.nl/soorten.php?soortengroep=duikgids&id=154 (2018-07-19).

[5] De Blauwe, H. (2011). Persoonlijke mededeling.

[6] Huus, J. (1933). Ascidiacea, in: Grimpe-Wagler. Die Tierwelt der Nord- und Ostsee, 25(12.a3). Akademische Verlagsgesellschaft: Leipzig: pp. 49-115. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=32957]

[7] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Grijze korstzakpijp - Diplosoma listerianum. https://waarnemingen.be/soort/view/27529?from=2007-08-14&to=2009-08-14&species=27529&prov=0&akt=0&from=1983-09-01&to=2009-08-14&prov=0 (2018-07-19).

[8] waarnemingen.be. *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841). https://waarnemingen.be/species/27529. (2024-10-03)

[9] Degraer, S.; Brabant, R.; Rumes, B.; Vigin, L. (Ed.) (2021). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Attraction, avoidance and habitat use at various spatial scales. Memoirs on the Marine Environment. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management: Brussels. ISBN 978-9-0732-4254-8. 104 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=349572]

[10] Degraer, S.; Brabant, R.; Rumes, B.; Vigin, L. (Ed.) (2022). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Getting ready for offshore wind farm expansion in the North Sea. Memoirs on the Marine Environment. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management: Brussels. ISBN 978-9-0732-4267-8. 106 pp. [https://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=362156]

[11] Locke, A. (2009). A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. Aquat. Invasions 4(1): 71-79. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197743]

[12] Buizer, D.A.G. (1983). De Nederlandse zakpijpen (Manteldieren) en Mantelvisjes: Tunicata, Ascidiacea en Appendicularia. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 158. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV). Hoogwoud, The Netherlands. 42 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=8883]

[13] Faasse, M. (1991). Iets over de fauna van het Knaal door Walcheren. Het Zeepaard 51: 105-109. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206915]

[14] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[15] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Dekker, R.; Niemantsverdriet, P.; Schrieken, N.; Stegenga, H. (2015). Native and non-native species of the Dutch Wadden Sea in 2014. GiMaRIS rapport 2015_08. Office for Risk Assessment and Research, The Netherlands Food and Customer Product Safety Authority of the Ministry of Economical Affairs. Leiden. 94 pp. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=312571]

[16] Lafargue, F. (1983). Inventaire des ascidies Didemnidae de Roscoff (Tuniciers). Cah. Biol. Mar. 24(4): 377--381. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=63593]

[17] Vance, T.; Lauterbach, L.; Lenz, M.; Wahl, M.; Sanderson, R.A.; Thomason, J.C. (2008). Rapid invasion and ecological interactions of *Diplosoma listerianum* in the North Sea, UK. J. Mar. Biol. Ass. U.K. [http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6341.pdf]

[18] ICES Advisory Committee on the Marine Environment (2006). Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) 16-17 March 2006 Oostende, Belgium. CM Documents - ICES. CM 2006(ACME:05). ICES: Copenhagen. 330 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=111237]

[19] soortenbank. [(http://www.soortenbank.nl/soorten.php?soortengroep=duikgids&id=154 07/09/2009)]

[20] Brunetti, R.; Bresson, M.; Marin, M.; Libralato, M. (1988). On the ecology and biology of *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards, 1841) (Ascidiacea, Didemnidae). Vie Milieu 38(2): 123-131. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=140606]

[21] Carman, M.R.; Morris, J.A.J.; Karney, R.C.; Grunden, D.W. (2010). An initial assessment of native and invasive tunicates in shellfish aquaculture of the North American east coast. J. Appl. Ichthyol. 26: 8-11. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298659]

[22] Kluza, D.; Ridgway, I.; Kleeman, S.; Gould, B. (2006). Organism Impact Assessment: *Styela clava* (Clubbed Tunicate). Biosecurity New Zealand Technical Paper. Biosecurity New Zealand: Wellington, New Zealand. 19 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298678]

[23] Howes, S.; Herbinger, C.M.; Darnell, P.; Vercaemer, B. (2007). Spatial and temporal patterns of recruitment of the tunicate *Ciona intestinalis* on a mussel farm in Nova Scotia, Canada. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(1): 85-92. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298689]

[24] Locke, A.; Hanson, J.M.; Ellis, K.M.; Thompson, J.; Rochette, R. (2007). Invasions of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(1): 69-77. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298691]

[25] Rajbanshi, R.; Pederson, J. (2007). Competition among invading ascidians and a native mussel. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342(1): 163-165. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298692]

[26] Lutz-Collins, V.; Ramsay, A.; Quijon, P.A.; Davidson, J. (2009). Invasive tunicates fouling mussel lines: evidence of their impact on native tunicates and other epifaunal invertebrates. Aquat. Invasions 4(1): 213-220. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=298694]

[27] Katayama, K.; Ikeda, Z. (1987). Tolerance of fresh water, hot water and sun-drying by *Didemnum moseleyi*, fouling organisms attached to culture oyster. Bull. Fish. Exp. Stat. Okayama Prefecture 2: 104-106. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298623]

[28] Sinner, J.; Coutts, A.D.M. (2003). Benefit-cost analysis of management options for *Didemnum vexillum* in Shakespeare Bay. Cawthron Report, 924. Biosecurity New Zealand: Wellington. 12 pp.

[29] Coutts, A.D.M.; Sinner, J. (2004). An updated benefit-cost analysis of management options for *Didemnum vexillum* in Queen Charlotte Sound. Cawthron Report, 925. Biosecurity New Zealand: Wellington. 14 pp.

[30] Denny, C.M. (2008). Development of a method to reduce the spread of the ascidian *Didemnum vexillum* with aquaculture transfers. ICES J. Mar. Sci. Symp. 65: 805-810. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=298632]

[31] Carver, C.E.; Chisholm, A.; Mallet, A.L. (2003). Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. J. Shellfish Res. 22: 621-631.

[32] Locke, A.; Doe, K.G.; Fairchild, W.L.; Jackman, P.M.; Reese, E.J. (2009). Preliminary evaluation of effects of invasive tunicate management with acetic acid and calcium hydroxide on non-target marine organisms in Prince Edward Island, Canada. Aquat. Invasions 4: 221-236.

[33] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[34] Millar, R.H. (1971). The biology of ascidians. Adv. Mar. Biol. 9: 1-100. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=121088]

[35] Crisp, D.J.; Ghobashy, A.F.A.A. (1971). Responses of the larvae of *Diplosoma listerianum* to light and gravity., in: Crisp, D.J. Fourth European Marine Biology Symposium. European Marine Biology Symposia, 4. pp. 443-465. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25746]

[36] Pérez-Portela, R.; Arranz, V.; Rius, M.; Turon, X. (2013). Cryptic speciation or global spread? The case of a cosmopolitan marine invertebrate with limited dispersal capabilities. NPG Scientific Reports 3197: 1-10. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=298477]

Molgula manhattensis

Ronde zakpijp

Lector
Arjan Gittenberger

© Arjan Gittenberger - GiMaRIS

Wetenschappelijke naam

Molgula manhattensis (De Kay, 1843) [1]

De Ronde zakpijp wordt door sommigen ook wel 'zeedruif' genoemd [2]. Dit werkt verwarrend omdat de Nederlandse naam van de ribkwal *Pleurobrachia pileus* ook 'zeedruif' is. Het wordt dus afgeraden om 'zeedruif' voor de Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* te gebruiken [3]. Een andere bijnaam van de Ronde zakpijp is 'zeiker'. Als je deze zakpijp boven water haalt en erin knijpt, dan komt er een straaltje water uit [4]. De term 'zeiker' wordt soms meer in het algemeen voor alle solitaire zakpijpen gebruikt.

De Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* komt reeds lange tijd voor in **Europa**, langs de **oostkust van Amerika** en rond **Australië**. Sommige auteurs zijn er echter van overtuigd dat de Amerikaanse en Europese populaties aparte soorten vormen en dat de Ronde zakpijp bijgevolg geen exoot betreft voor Europa. In België werd de Ronde zakpijp voor het eerst waargenomen en gerapporteerd in het **midden van de 19e eeuw** in de haven van Oostende. Later vestigde de soort zich ook in de havens van Zeebrugge en Blankenberge. De soort zou hier terecht gekomen zijn door vasthechting op **scheepsrompen**.

Oorspronkelijke verspreiding

Indien de Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* effectief in Europa geïntroduceerd werd, gebeurde de introductie vanuit de Noord-Amerikaanse oostkust. Er wordt echter ook geopperd dat de Ronde zakpijp die in Europa voorkomt verschilt van deze die in Noord-Amerika gevonden kan worden en daardoor als een andere, in Europa wel inheemse, soort (namelijk *Molgula tubifera*) beschouwd moet worden [5]. De situatie wordt nog complexer doordat veel zakpijpen die langs de zuidkust van Engeland [6] en de Nederlandse Waddenzee [7] voorkomen en vroeger tot de Ronde zakpijp gerekend werden, eigenlijk tot de eveneens inheemse soort *Molgula socialis* behoren [6,7]. Recent genetisch onderzoek uit 2011 bevestigde dit laatste, maar kon geen uitsluitsel geven over het al dan niet inheems voorkomen van de Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* in Europa [8].

Eerste waarneming in België

De eerste officiële Belgische waarneming en rapportage dateert uit het midden van de 19e eeuw [9]. Toen werd melding gemaakt van een massale aanwezigheid van de soort – onder het synoniem *Ascidia ampulloides* – in Oostende.

Er circuleert echter ook een tekening uit 1762 met daarop de afbeelding van een zakpijp – sterk gelijkend op de Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* – die groeit op de sluizen en in de dokken van het Dijkwater op het eiland Schouwen-Duiveland (Zeeland) [5]. Als dit correct is, dan is het niet uitgesloten dat de soort toentertijd ook al in de Vlaamse kusthavens van Nieuwpoort en Oostende aanwezig was [10]. Deze tekening zou echter ook *Molgula socialis* kunnen betreffen [11].

Verspreiding in België

Na de eerste waarneming door Van Beneden uit 1847, bleef de soort tijdens de daaropvolgende eeuw aanwezig in de jachthaven van Oostende. In 1934 stortte de populatie in door een bruuske daling in het zoutgehalte, veroorzaakt door de doorstroming van zoetwater via het Kanaal Brugge-Oostende. De situatie kon zich snel herstellen en de soort werd er – geïdentificeerd als *Molgula tubifera* – massaal aangetroffen tussen 1937 en 1939 [12] en tussen 1952 en 1953 [13]. Ook in 1960-1961 werd de Ronde zakpijp – dit keer onder de naam *Molgula manhattensis* – massaal aangetroffen in de jachthaven van Oostende [14] en tijdens de jaren '70 in de Spuikom in Oostende [15,16]. In 1999 werd de Ronde zakpijp waargenomen in het Insteekdok en de jachthaven van Zeebrugge, in de haven van Blankenberge en in de Spuikom van Oostende. Recent werd de Ronde zakpijp opnieuw aangetroffen in de jachthaven van Zeebrugge evenals in de Nederlandse Westerschelde ter hoogte van Hoedekenskerke [17].

Recent genetisch onderzoek toont aan dat de zakpijp die in Oostende groeit wel degelijk de Ronde zakpijp *Molgula manhattensis* is, en niet de Europese soort die er sterk op lijkt: *Molgula socialis* [8].

Verspreiding in onze buurlanden

Ook in Nederland is de vroegste waarneming van de Ronde zakpijp een vaag gegeven. De introductie ervan gebeurde heel vroeg en dient dus te worden onderzocht op basis van literatuur of museumexemplaren [5]. Mogelijk is de tekening uit 1762 (zie boven) het eerste bewijsmateriaal van de aanwezigheid van de Ronde zakpijp [2,5,18,19], al kan het hier ook om *Molgula socialis* gaan [11]. Hoe dan ook kwam de soort in 1956 plaatselijk zeer talrijk voor in de Zeeuwse wateren, op enkele plaatsen in de Waddenzee, in de haven van IJmuiden en Den Helder (Noord-Holland) en in de Zuiderzee (tot bij de afdamming in 1932) [20,21]. Eind de jaren '70 komt de soort nog steeds voor op bovengenoemde locaties en wordt de Ronde zakpijp beschouwd als een regelmatig voorkomende soort in Nederlandse wateren [2,5]. In de Waddenzee komen zowel de Ronde zakpijp [7] als de er erg gelijkende *Molgula socialis* [7] voor.

Verder komt de soort sinds de 19e eeuw voor in de Deense fjorden [21] en werd hij recent aangetroffen op het Duitse eiland Sylt, nabij Denemarken [8].

In Frankrijk dateert de eerste waarneming van de jaren '40, uit het noorden van Bretagne [22]. Het verspreidingsgebied langsheen de Franse Atlantische kust beperkt zich tot op vandaag tot de Bretoense regio [8]. Langs de Britse kust werd de soort in 1970 als algemeen gerapporteerd [23]. Echter, het is best mogelijk dat vele van deze laatste waarnemingen toegeschreven kunnen worden aan *Molgula socialis*; de Europese zakpijpsoort die erg op de Ronde zakpijp lijkt [6]. Tijdens een recent onderzoek kon men immers geen exemplaren van de Ronde zakpijp vinden langsheen de Britse eilanden en het Iberische schiereiland.

Buiten Europa en Noordoost-Amerika werd de soort tevens gesignaleerd in Australië (1967), Japan (1972) en Noordwest-Amerika (1984). *Molgula manhattensis* komt vandaag ook voor langs de kusten van China [21].

Wijze van introductie

De introductie in Europa vond zeer vroeg plaats. De enige wijze waarop de Ronde zakpijp twee eeuwen geleden vanuit Noord-Amerika in Europa geïntroduceerd kon worden, was door zich aan scheepsrompen vast te hechten [5].

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

De Ronde zakpijp hecht zich vast op allerhande harde substraten, waardoor havens – met hun vele artificiële oppervlaktes en scheepsrompen – een ideale omgeving vormen. Deze soort kan echter ook groeien op een zandige bodem, iets wat bij de meeste zakpijpen een probleem vormt omdat hun instroomopeningen verstopt kunnen geraken. De Ronde zakpijp heeft echter een grote in- en uitstroomopening, waardoor hij hier geen hinder van ondervindt [2].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De Ronde zakpijp komt voor in zee, maar is ook bestand tegen lagere zoutgehaltes tot 11 psu [2]. Ter vergelijking: onze Noordzee heeft een zoutgehalte van 35 psu. Temperatuur heeft weinig invloed op zijn verspreiding [4]. Daarenboven blijkt de soort tolerant voor industriële watervervuiling [24].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Door vasthechting op structuren in havens of op scheepsrompen kan het oppervlak waarop ze groeien aangetast worden en kan deze aangroei leiden tot economische schade. Het voorkomen van vasthechting, door reiniging en behandeling met een aangroeiwerende verf, brengt hoge kosten met zich mee [25].

Omwille van een groot aanpassingsvermogen kan de Ronde zakpijp beter gedijen in ongunstigere omstandigheden, zoals troebel of vervuild water, of water met een hoog gehalte aan organisch materiaal [8]. Deze eigenschap vergemakkelijkt de vestiging in havengebieden.

Larven van de Ronde zakpijp vestigen zich op plaatsen die ook geschikt zijn voor de vestiging van jonge oesters. Hierdoor treedt competitie op voor ruimte [14]. De Ronde zakpijp kan zich tevens vasthechten aan de schelpen zelf, en vormt zo tijdens bepaalde seizoenen de voornaamste aangroeisoort op Amerikaanse oesters *Crassostrea virginica* [8].

Wanneer de zakpijp door menselijk toedoen getransporteerd wordt, kunnen tevens onverteerde organismen in de zakpijp meegevoerd worden. De Ronde zakpijp is namelijk een zeer inefficiënte eter. De soort kan veel water filteren, maar het voedsel dat hij eruit haalt komt er vaak onverteerd terug uit. Vooral schadelijke algensoorten blijken slecht verteerbaar, en vormen bijgevolg een risico voor nieuwe leefgebieden. Onder (voor de algen) gunstige omstandigheden kunnen schadelijke algenbloeien een grote impact uitoefenen op het ecosysteem en schade berokken aan de mens (bv. via infectie van kweekorganismen) [26].

Specifieke kenmerken

Zakpijpen zijn filtervoeders. Water loopt via de instroomopening naar binnen en voert tal van kleine voedseldeeltjes mee. Deze worden gevangen in slijm, geproduceerd door een klier, die de 'endostyle' genoemd wordt. Via de uitstroomopening wordt het gefilterde water, samen met de afvalstoffen, weer naar buiten gestuwd [2].

De Ronde zakpijp heeft een opvallende vorm. Hij ziet eruit als een grijsgroene bol van 3 cm diameter met een 7 mm uitstekende in- en uitstroomopening. Aan de instroomopening bevinden zich zes lobjes, de uitstroomopening telt er slechts vier. De buitenkant (tunica) is bezet met zeer fijne haartjes waar dikwijls slib en zand aan gehecht zijn. Deze zakpijpen vormen geen kolonies, maar komen wel vaak samen voor [2]. De specifieke u-vorm van het darmkanaal is een kenmerk waarmee de Ronde zakpijp zich onderscheidt van veel andere gelijkaardige zakpijpen. De vorm van het darmkanaal is echter ook vergelijkbaar met die van *Mogula socialis*. De Ronde zakpijp is echter te onderscheiden van *Mogula socialis* op basis van het aantal uitgangen van het spermiduct. Bij *Mogula socialis* is er slechts één uitgang aanwezig, terwijl dit bij de Ronde zakpijp meerdere zijn [11].

Zakpijpen zijn tweeslachtig (hermafrodiet) [2]. Sperma wordt in het water losgelaten en de eitjes worden vervolgens intern, in de zakpijp, bevrucht. Op deze wijze kan ook aan zelfbevruchting gedaan worden, wat het koloniseren van nieuwe gebieden in de hand werkt [8]. Reeds 10 uur na de bevruchting kan de larve uitkomen, waarna ze in de vrije waterkolom terecht komt. Vervolgens vestigen de vrije larven zich binnen één dag op een hard substraat, waar ze ontwikkelen tot een volwassen zakpijp [27].

De Ronde zakpijp is een aangroeisoort die zich vestigt op allerhande harde substraten (stenen, rotsen, wieren, hout, scheepsrompen, etc.), maar zich ook losjes kan hechten op een zandige bodem [23]. Deze soort komt voor van de laagwaterlijn tot op maximum 90 meter diepte [23].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843). http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=103788 (2024-10-18)

[2] Buizer, D.A.G. (1983). De Nederlandse zakpijpen (Manteldieren) en Mantelvisjes: Tunicata, Ascidiacea en Appendicularia. Wetenschappelijke Mededelingen van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 158. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV). Hoogwoud, The Netherlands. 42 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=8883]

[3] Stichting ANEMOON (2018). Ronde zakpijp. *Molgula manhattensis* (De Kay, 1843). http://www.anemoon.org/flora-en-fauna/soorteninformatie/soorten/articletype/articleview/articleid/338 (23018-07-23).

[4] Leewis, R. (2002). Flora en fauna van de zee. Veldgids. KNNV Uitgeverij: Utrecht, The Netherlands. ISBN 90-5011-153-X. 320 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=32140]

[5] Wolff, W.J. (2005). Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79(1): 3-116. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=101200]

[6] Arenas, F.; Bishop, J.D.D.; Carlton, J.T.; Dyrynda, P.E.J.; Farnham, W.F.; Gonzalez, D.J.; Jacobs, M.W.; Lambert, C.; Lambert, G.; Nielsen, S.E.; Pederson, J.A.; Porter, J.S.; Ward, S.; Wood, C.A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 86(6): 1329-1337. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=119308]

[7] Gittenberger, A.; Rensing, M.; Stegenga, H.; Hoeksema, B. (2010). Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned. Faunist. Meded. 33: 21-76. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206549]

[8] Haydar, D.; Hoarau, G.; Olsen, J.L.; Stam, W.T.; Wolff, W.J. (2011). Introduced or glacial relict? Phylogeography of the cryptogenic tunicate *Molgula manhattensis* (Ascidiacea, Pleurogona). Diversity Distrib. 17(1): 68-80. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206334]

[9] Van Beneden, P.-J. (1847). Recherches sur l'embryogénie, l'anatomie et la physiologie des Ascidies simples. Mém. Acad. R. Sci. Lett. B.-Arts Belg., Collect. 4 XX: 1-66. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=105131]

[10] Laurent, R. (1986). De havens aan de kust en aan het Zwin (doorheen oude plannen en luchtfoto's). Algemeen Rijksarchief en Rijksarchief in de Provinciën. Catalogussen, 72. Algemeen Rijksarchief: Brussel. 161 pp. [www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=23616]

[11] Gittenberger, A. (2011). Persoonlijke mededeling.

[12] Leloup, E.; Miller, O. (1940). La flore et la faune du Bassin de Chasse d'Ostende (1937-1938). Mémoires du Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Natuurhistorisch Museum van België, 94. Koninklijk Natuurhistorisch Museum van België: Brussel. 122 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5288]

[13] Lefevere, S.; Leloup, E.; Van Meel, L. (1956). Observations biologiques dans le port d'Ostende. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 133. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen: Brussel, Belgium. 157, 3 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=7693]

[14] Leloup, E.; Polk, P. (1967). La flore et la faune du Bassin de Chasse d'Ostende (1960-1961): III. Etude zoologique. Mémoires de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique = Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 157. Natuurwetenschappen, K.B.I.v.: Brussel, Belgium. 114, 3 plates pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=5289]

[15] Polk, P. (1976). Inventarisatie plankton: fauna en flora, in: Nihoul, J.C.J. et al. Projekt Zee eindverslag: 7. Inventaris van de fauna en flora. Projekt Zee eindverslag = Projet Mer rapport final, 7. Diensten van de Eerste Minister. Programmatie van het Wetenschapsbeleid: Brussel: pp. 233-311. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=6097]

[16] Leloup, E. (1973). Recherches sur l'ostréiculture dans le bassin de chasse d'Ostende en 1970 et 1971. Bull. Kon. Belg. Inst. Natuurwet. Biologie 49(10): 1-23. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=3473]

[17] Waarnemingen afkomstig van Waarnemingen.be: een initiatief van Natuurpunt Studie vzw en de Stichting Natuurinformatie (2018). Ronde zakpijp - *Molgula manhattensis*. https://waarnemingen.be/soort/view/27518?from=2007-09-11&to=2009-09-11&species=27518&prov=0&akt=0&from=1995-09-16&to=2009-09-11&prov=0%2011/09/2009 (2018-07-13).

[18] Baster, J. (1762). Natuurkundige Uitspanningen, behelzende eenige waarnemingen, over sommige zeeplanten en zee-insecten, benevens derzelver zaadhuisjes en eijernesten., 2 Vols. J. Bosch: Haarlem. 410 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197217]

[19] Engels, H. (1934). Over den Hollandschen naam der Ascidiën. Levende Natuur 39: 85-88. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=196987]

[20] Bloklander, A.F.H.M.; Stock, J.H.; Boddeke, R. (1956). Tabel der Manteldieren. SWG Tabellenserie 15: 1-12. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=15098]

[21] European Network on Invasive Alien Species (NOBANIS) (2018). Identification key Tunicates. https://www.nobanis.org/marine-identification-key/tunicates/key-to-introduced-tunicates/

[22] Goulletquer, P.; Bachelet, G.; Sauriau, P.G.; Noel, P. (2002). Open Atlantic coast of Europe: a century of introduced species, in: Leppäkoski, E. et al. Invasive aquatic species of Europe: Distribution, impacts and management. Kluwer Academic: Dordrecht: pp. 276-290. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=40609]

[23] Millar, R.H. (1970). British ascidians, Tunicata: Ascidiacea: keys and notes for the identification of the species. Synopses of the British Fauna, N.S. 1. Academic Press: London, UK. ISBN 12-496650-0. 92 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=25181]

[24] Cohen, A.N.; Carlton, J.T. (1995). Non indigenous aquatic species in a United States estuary: a case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and delta. NOAA: USA. 251 pp. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117462]

[25] Schultz, M.P.; Bendick, J.A.; Holm, E.R.; Hertel, W.M. (2010). Economic impact of biofouling on a naval surface ship. Biofouling 27(1): 87-98. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=206434]

[26] Rosa, M.; Holohan, B.A.; Shumway, S.E.; Bullard, S.G.; Wikfors, G.H.; Morton, S.; Getchis, T. (2013). Biofouling ascidians on aquaculture gear as potential vectors of harmful algal introductions. Harmful Algae 23: 1-7. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299117]

[27] The Marine Life Information Network (MarLIN) (2018). Sea grapes (*Molgula manhattensis*). http://www.marlin.ac.uk/species/detail/1735 (2018-08-18).

Styela clava

Knotszakpijp

Lector
Arjan Gittenberger

© Peter H. van Bragt

Wetenschappelijke naam
Styela clava Herdman, 1881 [1]

Oorspronkelijk leefde de Knotszakpijp *Styela clava* enkel ter hoogte van de **Aziatische kusten**. Transport via **vasthechting op oorlogsschepen** bracht de soort naar Europa, waar ze voor het eerst opgemerkt werd in Engeland omstreeks 1953. In **1986** werd een eerste exemplaar gevonden aan de Belgische kust, op een strandhoofd in Knokke-Heist. Nu is de soort gekend in de Spuikom van Oostende en in de Belgische kust(jacht)havens, behalve in Nieuwpoort. De Knotszakpijp komt meestal voor langs beschutte kusten, tot op een diepte van 40 meter. De soort heeft een groot aanpassingsvermogen en kan sterke wijzigingen in temperatuur en saliniteit verdragen.

Oorspronkelijke verspreiding

Oorspronkelijk leefde de Knotszakpijp *Styela clava* enkel in de ondiepe delen van de Zee van Okhotsk (Siberië), de Japanse Zee, ter hoogte van de kusten van Japan en Korea en tussen het uiterste noorden van China en de havenstad Shangai [2,3].

Eerste waarneming in België

De eerste Belgische waarneming van de Knotszakpijp – ook wel de 'Japanse zakpijp' genoemd – vond plaats op 19 augustus 1986. Het betrof een geïsoleerd levend exemplaar op een strandhoofd langs het Albertstrand in Knokke-Heist [4].

Verspreiding in België

Op de oostelijke strekdam van Zeebrugge werden in januari 1987 op twee betonnen blokken 217 exemplaren aangetroffen [5]. Nu is de soort gekend in de Spuikom van Oostende en in de Belgische kust(jacht)havens, behalve in Nieuwpoort [6,7].

Verspreiding in onze buurlanden

De eerste waarneming van de Knotszakpijp in Europa vond plaats in Plymouth (Zuid-Engeland) tijdens de zomer van 1953, en werd in 1954 als een nieuwe soort met de naam *Styela mammiculata* beschreven [8-11]. Men vermoedt dat de introductie al in 1952 gebeurde [3]. De uitbreiding over de Engelse zuid- en westkust verliep snel: van Plymouth via de wateren van Southampton tot in de haven van Milford in Wales (1959). Waarschijnlijk is de Knotszakpijp het Kanaal rond 1968 overgestoken, aangezien de soort in dat jaar bij Dieppe (Frankrijk) werd gesignaleerd [11,12].

Ook in Nederland is het een frequent aanwezige soort geworden in vrijwel alle zoute wateren. De Knotszakpijp werd er voor het eerst waargenomen in 1974 in Den Helder [13]. Al enkele maanden later kwamen er waarnemingen vanuit de jachthaven van Texel en uit de Oosterschelde [14].

Vandaag is deze zakpijp langs de gehele Europese Atlantische kust, van Portugal tot Noorwegen, te vinden [15]. In 2005 werd hij ook in een Frans bekken in het Middellandse Zeegebied waargenomen [16] en in de Zee van Marmara [17].

Wijze van introductie

De Knotszakpijp kan op verschillende manieren in een nieuw gebied geïntroduceerd worden [18]. Hij kan zich als een volwassen zakpijp aan de wanden van schepen vasthechten. Hoogstwaarschijnlijk werd hij op deze wijze accidenteel door militaire slagschepen Engeland binnengebracht wanneer deze – na de oorlog in Korea in 1951 – terugkeerden naar het thuisfront [3].

Als jonge zakpijpen kunnen ze zich tevens vasthechten aan oesterzaad of de schelpen van oesters die in nieuwe kweekgronden worden uitgezet. Op deze wijze kwam de zakpijp in vele havens in Bretagne (Frankrijk) en in Nederland terecht [11,18]. De oesters en het oesterzaad voor nieuwe oesterbedden kwamen zowel uit Japan als uit andere Europese oesterbedden [11].

Daarnaast kunnen de larven van de Knotszakpijp eveneens korte afstanden overbruggen als verstekelingen in het ballastwater van schepen [18]. De lokale verspreiding tussen jachthavens kan dan weer verzorgd worden door de aanhechting van de zakpijpen aan pleziervaartuigen [18]. De natuurlijke verspreiding is daarentegen vrij beperkt. De larven kunnen meegevoerd worden met de getijden en stromingen, maar moeten zich binnen 27 uur kunnen vestigen [18]. Op welke wijze de Knotszakpijp in 1987 in Zeebrugge is terecht gekomen is niet geweten.

Factoren waardoor deze soort zo succesrijk is in onze contreien

In het studiegebied komen geen gelijkaardige zakpijpen voor, wat de kolonisatie enigszins in de hand werkt. Bovendien bevinden zich hier geen natuurlijke vijanden [11].

Omwille van zijn lengte – gemiddeld 14 cm (zeer groot voor een zakpijp) – wordt hij tijdens het voeden niet gehinderd door nabijgelegen dieren. Bovendien kan hij hierdoor de larven van andere soorten, zoals oesters, uit de waterkolom filteren [11].

Factoren die de verspreiding beïnvloeden

De soort kan zich enkel succesvol vestigen op een harde ondergrond, zoals schelpen, haveninfrastructuur, scheepsrompen, touwen en boeien [19]. Hij vestigt zich het liefst nabij de oppervlakte, al werd hij ook eens op 40 meter diepte aangetroffen. De soort kan kortstondig lage zoutgehaltes tot 10 psu verdragen, maar om zich succesvol op een plek te vestigen vereist deze exoot een saliniteit tussen 22 en 35 psu [11,16,18,20]. Ter vergelijking: de Noordzee heeft een zoutgehalte van ongeveer 35 psu.

Ook temperatuur kan zijn verspreiding beperken. Hoewel hij brede schommelingen in temperatuur kan verdragen (tussen -2 en 23 °C [11,15]) kunnen de larven zich enkel vestigen als het water gedurende enkele dagen warmer is dan 16 °C. Dit vormt een beperkende factor met het oog op meer noordelijke verspreidingen. Om deze reden komt de soort niet voor langs de oostelijke kusten van Schotland [18].

Verder geeft de Knotszakpijp de voorkeur aan relatief beschutte omgevingen. Dit is een van de redenen waarom hij vooral in havens aangetroffen wordt [18].

(Potentiële) effecten en maatregelen

Eenmaal de Knotszakpijp gevestigd is, kunnen zich soms massapopulaties vormen – tot 1.500 exemplaren per m² – waardoor sterke competitie kan optreden met inheemse filtervoeders, zoals mosselen en oesters [19].

Deze Knotszakpijp kan bovendien zorgen voor een ware aangroeiplaag op scheepsrompen, oesterbedden en hangcultuurmosselen. Vooral de aangroei op mosselen en oesters kan tot zware problemen leiden, gezien dit een extra productie-, oogst- en verwerkingskost voor de kwekers met zich meebrengt. Op Prince Edward Island (Canada) heeft dit tot miljoenen dollars economische schade per jaar geleid [21]. De kosten houden in hoofdzaak verband met de schade berokkend door de extra biomassa (gewicht) die de Knotszakpijpen met zich meebrengen, waardoor mosseltouwen zo zwaar werden dat ze niet meer boven getild konden worden. Het extra gewicht aan zakpijpen kan er tevens voor zorgen dat de mosselen zo zwaar worden dat ze allemaal van de touwen afvallen zodra ze bovenwater getild worden [22]. Europa blijft voorlopig gevrijwaard van dergelijke impact [23].

Behandelingen met wisselende saliniteit en temperaturen of blootstelling aan lucht, bleken succesvolle – en tevens biologisch verantwoorde – bestrijdingsmiddelen te zijn in de strijd tegen deze exoot. Deze maatregelen leiden tot de dood van de zakpijp, zonder sterfte onder de mosselen of oesters te veroorzaken [3]. Daarnaast blijken de vrijzwemmende larven ook gevoelig voor medetomidine, een chemische stof die ervoor zorgt dat larven zich niet zullen vastzetten op oppervlakken waar de stof op aangebracht werd. In tegenstelling tot andere chemicaliën doodt medetomidine de dieren niet en lijkt het dan ook een duurzamer alternatief om als component te dienen in aangroeiwerende verven [24].

De Knotszakpijp wordt in de Aziatische (Korea) keuken courant gegeten als zeevrucht [25]. Niettegenstaande dient men de nodige voorzichtigheid aan de dag te leggen bij de consumptie ervan. Deze zakpijp produceert immers gifstoffen die vrijkomen wanneer de zakpijpen beschadigd worden, bv. wanneer men ze van oesterbedden wil afschrapen. Deze gifstoffen kunnen bij de mens ademhalingsproblemen veroorzaken [15].

Naast een bron van voedsel is deze zakpijp ook interessant voor de wetenschap, aangezien hij bepaalde stoffen produceert waarvan werd aangetoond dat ze zowel antioxidanten zijn

als een middel kunnen bieden om kanker mee te bestrijden [26]. Zo kan een ethanol extract van de zakpijp huidveroudering voorkomen [27]. Daarenboven zou de soort ook gebruikt kunnen worden in anti-rimpel cosmetica of voor de verzorging van brandwonden [28].

Specifieke kenmerken

De Knotszakpijp is een filtervoeder. Ze maken gebruik van een inwendig zeefapparaat om plantaardig (fytoplankton) en dierlijk plankton (zoöplankton), samen met organisch materiaal, uit het water te filteren en op te nemen [29]. Hiertoe wordt door het organisme een constante waterstroom gecreëerd. Het water komt het lichaam binnen langs een instroomopening (siphon), passeert door het zeefapparaat (pharynx) dat voedseldeeltjes tegenhoudt en wordt ten slotte door de uitstroomopening naar buiten gestuwd.

De Knotszakpijp komt meestal voor langs beschutte kusten, tot op een diepte van 40 meter. De soort is sessiel en behoort tot de aangroeigemeenschap. Ze worden aangetroffen op touwen en harde structuren, zoals kades, scheepsrompen, palen, boeien, mossel- en oesterbedden. Daarbij kunnen dichtheden tot 1.500 exemplaren per m² bereikt worden. Deze dieren worden tot 16 cm groot en leven gemiddeld twee tot drie jaar [29]. De huid heeft een gerimpeld en leerachtig uiterlijk en heeft doorgaans een bruine kleur. De Knotszakpijp heeft over het algemeen een langgerekte vorm, met een duidelijke versmalling naar de basis toe [13].

De soort is tweeslachtig (hermafrodiet), maar de mannelijke en vrouwelijke gonaden worden op verschillende tijdstippen rijp zodat deze dieren zichzelf niet kunnen bevruchten. Om bevruchting met andere individuen te maximaliseren schieten de dieren ongeveer op hetzelfde moment kuit. Dit kunnen ze synchroniseren door rekening te houden met zowel de temperatuur als de daglengte: wanneer het 15 °C is en de zon al minstens twaalf uur op is, schieten ze hun kuit af [30]. De bevruchting gebeurt uitwendig (in het water) en de eitjes en larven kennen een één tot drie dagen durend planktonisch stadium, waarbij ze vrij in de waterkolom zweven. Na deze planktonische fase hechten ze zich vast op een harde ondergrond, waar ze een metamorfose tot hun volwassen vorm ondergaan [29].

Referenties

[1] World Register of Marine Species (WoRMS) (2024). *Styela clava* Herdman, 1881. http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=103929 (2024-10-18).

[2] Millar, R.H. (1960). The identity of the ascidians *Styela mammiculata* Carlisle and *S. clava* Herdman. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 39(3): 509-511. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=121293]

[3] Eno, N.C.; Clark, R.A.; Sanderson, W.G. (Ed.) (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee: Peterborough. ISBN 1-86107-442-5. 152 pp. [http://www.vliz.be/nl/imis?module=ref&refid=24400]

[4] d'Udekem d'Acoz, C. (1986). Etude sur la faune de Knokke-Heist: III. Présence de *Styela clava* Herdman, 1882 en Belgique. De Strandvlo 6(4): 83. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=18249]

[5] Dumoulin, E. (1987). Nieuwe waarnemingen van de Knotszakpijp *Styela clava* langs de Belgische Oostkust. De Strandvlo 7(2): 61-62. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=18286]

[6] Eneman, E. (1995). Knotszakpijp of Japanse zakpijp *Styela clava* (Herdman, 1882) in de Spuikom van Oostende. De Strandvlo 15(3): 113. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=19115]

[7] De Blauwe, H. (2011). Persoonlijke mededeling

[8] Carlisle, D.B. (1954). *Styela mammiculata*, a new species of ascidian from the Plymouth area. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 33: 329-334. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=206171]

[9] Coughlan, J. (1969). The leathery sea squirt – a new ascidian from Milford haven. Nature in Wales 11: 192-193. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=138242]

[10] Buizer, D.A.G. (1980). Explosive development of *Styela clava* Herdman, 1882, in The Netherlands after its introduction (Tunicata, Ascidiacea). Bull. Zool. Mus. Univ. Amsterdam 7: 181-185. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=128806]

[11] Lützen, J. (1999). *Styela clava* Herdman (Urochordata, Ascidiacea), a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. Helgol. Meeresunters. 52(3-4): 383-391. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206256]

[12] Minchin, D.; Duggan, C.B. (1988). The distribution of the exotic ascidian, *Styela clava* Herdman, in Cork Harbour. Ir. Nat. J. 22(9): 388-393. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=128813]

[13] Huwae, P. (1974). *Styela clava* Herdmann, 1882, nieuw voor Nederland. Het Zeepaard 34(2): 28-29. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=115912]

[14] Westerwil, H. (1975). *Styela clava* Herdmann, 1882 nu ook in Zeeland. Het Zeepaard 35(6): 99. [http://www.vliz.be/vmdcdata/imis2/imis.php?module=ref&refid=115999]

[15] Minchin, D. (2009). *Styela clava* Herdman, Asian sea-squirt (Styelidae, Ascidiacea). in: DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Handbook of alien species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology,3: pp. 298. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=135058]

[16] Davis, M.H.; Davis, M.E. (2008). First record of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in the Mediterranean region. Aquat. Invasions 3(2): 125-132. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206258]

[17] Çinar, M.E. (2016). The alien ascidian *Styela clava* now invading the Sea of Marmara (Tunicata: Ascidiacea). Zookeys 563: 1-10. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=298604]

[18] Davis, M.H.; Davis, M.E.; Lützen, J. (2007). The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. Aquat. Invasions 2(4): 378-390. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206257]

[19] Global Invasive Species Database (2018). *Styela clava*. http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=951&fr=1&sts=sss (2018-07-23).

[20] Krone, R.; Wanke, C.; Schröder, A. (2007). A new record of *Styela clava* Herdman, 1882 (Urochordata, Ascidiacea) from the central German Bight. Aquat. Invasions 2(4): 442-444. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=206259]

[21] Davis, M.H.; Davis, M.E. (2009). *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) - a new threat to the Mediterranean shellfish industry? Aquat. Invasions 4(1): 283-289. [http://www.vliz.be/imis/imis.php?module=ref&refid=140111]

[22] Gittenberger, A. (2011). Persoonlijke mededeling

[23] Gittenberger, A. (2009). Invasive tunicates on Zeeland and Prince Edward Island mussels, and management practices in The Netherlands. Aquat. Invasions 4(1): 279-281. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=197746]

[24] Willis, K.J.; Woods, C.M. (2011). Managing invasive *Styela clava* populations: Inhibiting larval recruitment with medetomidine. Aquat. Invasions 6(4): 511-514. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=297694]

[25] Lambert, G.; Karney, R.C.; Rhee, W.Y.; Carman, M.R. (2016). Wild and cultured edible tunicates: A review. Manag. Biol. Inv. 7(1): 59-66. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299119]

[26] Jumeri; Kim, S.M. (2011). Antioxidant and anticancer activities of enzymatic hydrolysates of solitary tunicate (*Styela clava*). Food Science and Biotechnology 20(4): 1075-1085. [http://www.vliz.be/nl/catalogus?module=ref&refid=299121]

[27] Koh, E.K.; Kim, J.E.; Go, J.; Song, S.H.; Sung, J.E.; Son, H.J.; Jung, Y.J.; Kim, B.H.; Jung, Y.S.; Hwang, D.Y. (2016). Protective effects of the antioxidant extract collected from *Styela clava* tunics on UV radiationinduced skin aging in hairless mice. International Journal of Molecular Medicine 38(5): 1565-1577. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=298565]

[28] Lee, S.-M.; Lee, Y.-R.; Cho, K.-S.; Cho, Y.-N.; Lee, H.A.; Hwang, D.-Y.; Jung, Y.-J.; Son, H.-J. (2015). Stalked sea squirt (*Styela clava*) tunic waste as a valuable bioresource: Cosmetic and antioxidant activities. Process Biochemistry 50(11): 1977-1984. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=298615]

[29] National Introduced Marine Pest Information System (NIMPIS) (2018). Styela clava reproduction and habitat. http://www.marinepests.gov.au/nimpis (2018-07-23).

[30] Wong, N.A.; McClary, D.; Sewell, M.A. (2011). The reproductive ecology of the invasive ascidian, Styela clava, in Auckland Harbour, New Zealand. Mar. Biol. (Berl.) 158(12): 2775-2785. [http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=256218]

Overzicht

Overzichtslijst

Deze lijst geeft een overzicht van de geïntroduceerde niet-inheemse soorten in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2024. Daarnaast wordt in de overzichtstabel eveneens informatie samengevat over het jaartal van de eerste waarneming in België, de (potentiële) oorsprongsregio('s), de (potentiële) primaire introductievector(en) ingedeeld cf. de CBD-classificatie en de verspreidingsstatus in België. Hieronder wordt bijkomende duiding verschaft over de acroniemen en codes die in de overzichtstabel aan bod komen.

(Potentiële) oorsprongsregio('s)

- NO | Noordoost
- NW | Noordwest
- ZO | Zuidoost
- ZW | Zuidwest
- ATL | Atlantische Oceaan
- PAC | Stille (of Pacifische) Oceaan
- IND | Indische Oceaan
- MID | Middellandse Zee
- POKA | Pontokaspische regio (Zwarte Zee, Kaspische Zee)
- KOS | Kosmopoliet voorkomen in (sub)tropische regio's

(Potentiële) introductievector(en)

- VN-ED | Vrijlating in de natuur - erosiebestrijding/duinstabilisatie
- VN-V | Vrijlating in de natuur - visserij in het wild
- VN-L | Vrijlating in de natuur - landschap/flora/fauna 'verbetering' in het wild
- O-A | Ontsnapping - aquacultuur/maricultuur
- O-LV | Ontsnapping - levend voedsel of aas
- TC-CD | Transport (contaminant) - contaminatie op dieren
- TC-PD | Transport (contaminant) - parasieten op dieren
- TC-CP | Transport (contaminant) - contaminatie op planten
- TS-CB | Transport (meelifter) - container of bulk
- TS-M | Transport (meelifter) - meeliften op schip (excl. ballast en aangroei)
- TS-B | Transport (meelifter) - ballastwater
- TS-A | Transport (meelifter) - aangroei op romp
- C-VW | Corridors - Verbinden waterwegen/kanalen

Vestigingsstatus in België

- Gevestigd | de soort is algemeen gevestigd in België
- Gevestigd - BS | de soort komt slechts lokaal voor (beperkte spreiding)
- Gevestigd - LA | de soort komt slechts in zeer lage abundanties voor
- Onzeker | onduidelijkheid over het al dan niet gevestigd karakter van de soort
- Niet | de soort werd reeds aangetroffen nabij de Belgische grens langsheen de Franse Opaalkust, in de Oosterschelde of de Westerschelde (Nederland), maar werd tot op heden nog niet in België waargenomen ('watchlist'-soort)

Soortnaam	Soortengroep	Eerste waarneming	(Potentiële) oorsprongsregio('s)	(Potentiële) introductievector(en)	Verspreidingsstatus in België
Acartia (Acanthacartia) tonsa	geleedpotigen	1952	Ongekend	TS-B	Gevestigd
Ammothea hilgendorfi	geleedpotigen	2013	NO PAC, NW PAC	TS-A	Gevestigd
Amphibalanus amphitrite	geleedpotigen	1952	KOS	TS-A	Gevestigd
Amphibalanus improvisus	geleedpotigen	1895	Ongekend	TS-A	Gevestigd
Ampithoe valida	geleedpotigen	2020	NO ATL, NO PAC, NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Onzeker
Anadara kagoshimensis	weekdieren	-	NW PAC, ZW PAC, IND	O-A, TS-B	Niet
Anguillicoloides crassus	wormen	1985	NW PAC	TC-PD	Gevestigd
Antithamnionella ternifolia	algen en wieren	1970	Ongekend	TS-A	Gevestigd
Aplidium glabrum	zakpijpen	2000	NW PAC, NW ATL, Ongekend	O-A, TC-CD	Gevestigd - BS
Aurelia coerulea	neteldieren	2022	NW PAC	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Austrominius modestus	geleedpotigen	1950	ZW PAC	TS-B, TS-A	Gevestigd
Baccharis halimifolia	vaatplanten	1924	NW ATL	VN-L	Gevestigd
Balanus glandula	geleedpotigen	2015	NO PAC	TS-B, TS-A	Gevestigd
Bispira polyomma	wormen	2015	Ongekend	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd - BS
Boccardia proboscidea	wormen	2011	NO PAC	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd
Boccardiella hamata	wormen	2001	NW ATL, NO PAC, NW PAC	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Bonamia ostreae	ééncelligen	1980	NO PAC	O-A, TC-PD	Gevestigd - BS
Botrylloides diegensis	zakpijpen	2019	NW PAC, Ongekend	TS-A	Gevestigd - BS
Botrylloides violaceus	zakpijpen	2003	NW PAC	TS-A	Gevestigd
Bugula neritina	mosdiertjes	1999	NW ATL, Ongekend	TS-A	Gevestigd - BS
Bugulina simplex	mosdiertjes	2000	MID	TS-A	Gevestigd
Bugulina stolonifera	mosdiertjes	1976	NW ATL	O-A, TC-CD, TS-M, TS-A	Gevestigd
Callinectes sapidus	geleedpotigen	1993	NW ATL, ZW ATL	TS-B	Gevestigd
Calyptospadix cerulea	neteldieren	1962	Ongekend	TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Caprella mutica	geleedpotigen	1998	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd
Cardita calyculata	weekdieren	-	NO ATL, MID	O-A, TS-B, TS-A	Niet
Caulacanthus okamurae	algen en wieren	2011	NW PAC	O-A	Gevestigd - BS
Cephalothrix simula	wormen	2015	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Chelicorophium curvispinum	geleedpotigen	1981	POKA	TS-B, TS-A, C-VW	Gevestigd
Codium fragile subsp. *fragile*	algen en wieren	1939	NW PAC	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd
Cordylophora caspia	neteldieren	1905	POKA	TS-B, TS-A, C-VW	Gevestigd
Coscinodiscus wailesii	algen en wieren	1979	NO PAC, NW PAC, ZO PAC, ZW PAC	O-A, TS-B	Gevestigd

Soortnaam	Soortengroep	Eerste waarneming	(Potentiële) oorsprongsregio('s)	(Potentiële) introductievector(en)	Verspreidingsstatus in België
Crassostrea/Magallana gigas	weekdieren	1969	NW PAC	O-A	Gevestigd
Crepidula fornicata	weekdieren	1911	NW ATL	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd
Cryptorchestia garbinii	geleedpotigen	1927	MID, POKA	TS-B, C-VW	Gevestigd
Dasysiphonia japonica	algen en wieren	2015	NW PAC	O-A	Gevestigd - BS
Diadumene lineata	neteldieren	1998	NW PAC	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd - BS
Dikerogammarus villosus	geleedpotigen	2005	POKA	TS-B, TS-A, C-VW	Gevestigd
Diplosoma listerianum	zakpijpen	2002	Ongekend	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd - LA
Ensis leei	weekdieren	1987	NW ATL	TS-B	Gevestigd
Eriocheir sinensis	geleedpotigen	1933	NW PAC	TS-B, TS-A	Gevestigd
Euplana gracilis	wormen	2023	NW ATL	TS-M	Onzeker
Fenestrulina delicia	mosdiertjes	2009	Ongekend	O-A, TC-CD	Gevestigd
Ficopomatus enigmaticus	wormen	1950	Ongekend	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd
Gammarus tigrinus	geleedpotigen	1991	NW ATL	TS-B	Gevestigd
Gobiosoma bosc	vissen	2018	NW ATL	TS-B	Gevestigd - LA
Gonionemus vertens	neteldieren	1946	NW ATL, NW PAC	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Gracilaria vermiculophylla	algen en wieren	2011	NW PAC	O-A	Gevestigd
Grandidierella japonica	geleedpotigen	2018	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Haliclona (soestella) xena	sponzen	1988	Ongekend	O-A, TC-CD	Gevestigd
Haloa japonica	weekdieren	2024	NW PAC, IND	O-A	Gevestigd - BS
Heleobia charruana	weekdieren	2017	ZW ATL	TS-B	Gevestigd - BS
Hemigrapsus sanguineus	geleedpotigen	2006	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd
Hemigrapsus takanoi	geleedpotigen	2003	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd
Hemimysis anomala	geleedpotigen	1999	POKA	O-LV, TS-B, C-VW	Gevestigd - LA
Hydroides ezoensis	wormen	2021	NO PAC	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Ianiropsis serricaudis	geleedpotigen	2015	NW PAC	O-A, TS-B, TS-A	Onzeker
Incisocalliope aestuarius	geleedpotigen	1996	NW ATL	TS-B, TS-A	Gevestigd - LA
Ischadium recurvum	weekdieren	2021	NW ATL	TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Keratella tropica	raderdieren	1974	KOS	TS-B	Gevestigd
Marenzelleria neglecta	wormen	1996	NW ATL	TS-B	Gevestigd
Megabalanus coccopoma	geleedpotigen	1997	NO PAC, ZO PAC	TS-A	Gevestigd
Megabalanus tintinnabulum	geleedpotigen	1998	KOS	TS-B, TS-A	Gevestigd
Melanothamnus harveyi	algen en wieren	2000	NW PAC	O-A, TC-CD	Gevestigd - BS
Melita nitida	geleedpotigen	1998	NW ATL, NO PAC	TS-B, TS-A	Gevestigd
Micropogonias undulatus	vissen	1998	NW ATL, ZW ATL	TS-B	Onzeker

Soortnaam	Soortengroep	Eerste waarneming	(Potentiële) oorsprongsregio('s)	(Potentiële) introductievector(en)	Verspreidingsstatus in België
Mnemiopsis leidyi	ribkwallen	2007	NW ATL, ZW ATL	TS-B	Gevestigd
Molgula manhattensis	zakpijpen	1847	NW ATL, Ongekend	TS-A	Gevestigd
Monocorophium sextonae	geleedpotigen	1993	ZW PAC, Ongekend	O-A, TS-B, TS-A	Gevestigd
Mulinia lateralis	weekdieren	2019	NW ATL	TS-B	Gevestigd
Mya arenaria	weekdieren	1810	NW ATL	TS-M, TS-B	Gevestigd
Mytilicola intestinalis	geleedpotigen	1950	MID	O-A, TC-PD, TS-A	Onzeker
Mytilopsis leucophaeata	weekdieren	1835	NW ATL	TS-A	Gevestigd
Nemopsis bachei	neteldieren	1996	NW ATL	O-A, TC-CD, TS-B, TS-A	Gevestigd
Neodexiospira brasiliensis	wormen	2023	NW ATL, ZW ATL, NW PAC, ZW PAC, Ongekend	TS-A	Onzeker
Neogobius melanostomus	vissen	2010	MID, POKA	TS-B	Gevestigd
Neomysis americana	geleedpotigen	2012	NW ATL	TS-B	Gevestigd - LA
Nitophyllum stellatocorticatum	algen en wieren	2023	NW PAC	O-A, TC-CD, TS-A	Onzeker
Notocomplana koreana	wormen	-	NW PAC	TS-A	Niet
Ocinebrellus inornatus	weekdieren	-	NW PAC	O-A	Niet
Odontella sinensis	algen en wieren	1904	NW PAC, IND	TS-B	Gevestigd
Pacificincola perforata	mosdiertjes	2016	NW PAC, IND	O-A, TC-CD	Gevestigd - BS
Palaemon macrodactylus	geleedpotigen	1998	NW PAC	TS-B	Gevestigd
Penaeus aztecus	geleedpotigen	2018	NW ATL	VN-V, O-A, TS-B	Onzeker
Petricolaria pholadiformis	weekdieren	1899	NW ATL	O-A	Gevestigd
Polysiphonia senticulosa	algen en wieren	2001	NO PAC, NW PAC	O-A, TC-CD	Gevestigd - BS
Potamocorbula amurensis	weekdieren	2018	NW PAC	TS-B	Gevestigd
Potamopyrgus antipodarum	weekdieren	1927	ZW PAC	TS-CB, TS-B	Gevestigd
Proasellus coxalis	geleedpotigen	1998	MID	TS-B, C-VW	Gevestigd
Prokelisia marginata	geleedpotigen	2011	NW ATL	O-A, TC-CP	Gevestigd
Prosthiostomum wagurensis	wormen	2019	NW PAC	TS-M	Onzeker
Pseudodiaptomus marinus	geleedpotigen	2010	NW PAC	O-A, TS-B	Gevestigd
Pseudorasbora parva	vissen	1992	NW PAC	O-A, TC-CD	Gevestigd
Ptilohyale littoralis	geleedpotigen	2022	NW ATL	TS-B, TS-A	Onzeker
Rangia cuneata	weekdieren	2005	NW ATL	TS-B	Gevestigd
Rhithropanopeus harrisii	geleedpotigen	1991	NW ATL	TS-M	Gevestigd
Ruditapes philippinarum	weekdieren	2014	NW PAC	O-A	Gevestigd
Sargassum muticum	algen en wieren	1999	NW PAC	O-A	Gevestigd

Soortnaam	Soortengroep	Eerste waarneming	(Potentiële) oorsprongsregio('s)	(Potentiële) introductievector(en)	Verspreidingsstatus in België
Sinelobus vanhaareni	geleedpotigen	2007	Ongekend	O-A, TC-CD, TS-M, TS-B, TS-A	Gevestigd
Spartina anglica	vaatplanten	1936	NO ATL	VN-ED	Gevestigd
Styela clava	zakpijpen	1986	NW PAC	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd
Synidotea laticauda	geleedpotigen	2005	NO PAC	TS-B, TS-A	Gevestigd - BS
Telmatogeton japonicus	geleedpotigen	2004	NO PAC, NW PAC	TS-A	Gevestigd
Thalassiosira punctigera	algen en wieren	-	Ongekend	O-A, TS-B	Niet
Tricellaria inopinata	mosdiertjes	2000	NO PAC	O-A, TC-CD, TS-A	Gevestigd
Tridentiger bifasciatus	vissen	2022	NW PAC	TS-B	Onzeker
Tubificoides heterochaetus	wormen	1952	NW ATL	Ongekend	Gevestigd
Undaria pinnatifida	algen en wieren	1999	NW PAC	O-A	Gevestigd
Urosalpinx cinerea	weekdieren	-	NW ATL	O-A	Niet
Yoldia limatula	weekdieren	2020	NW ATL	TS-B	Onzeker
Zeuxo holdichi	geleedpotigen	2023	Ongekend	O-A	Gevestigd - BS

Geïntroduceerde niet-inheemse soorten

in het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria anno 2024

Menselijke activiteiten zorgen ervoor dat plant- en diersoorten – bewust of onbewust – buiten hun natuurlijke leefgebied terechtkomen en met succes nieuwe habitats koloniseren. Sommige van deze geïntroduceerde niet-inheemse soorten kunnen echter een bedreiging vormen voor ecosystemen, door competitie met inheemse soorten, het introduceren van nieuwe ziektes of overmatige predatie. Daarom richt het beleid zich op het voorkomen van nieuwe introducties, snelle detectie en bestrijding, en het beheer van wijdverspreide niet-inheemse soorten.

Dit boek biedt een uitgebreid overzicht van door de mens geïntroduceerde niet-inheemse mariene en kustgebonden soorten in het Belgisch deel van de Noordzee en de aanpalende estuaria. Daarnaast belicht het enkele soorten die op het punt staan België binnen te dringen. Soorten die België op natuurlijke wijze hebben bereikt door habitatwijzigingen of klimaatverandering worden buiten beschouwing gelaten.

VLIZ