Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap

Instituut voor Natuurbehoud

10 Jaar monitoring op het Groot Buitenschoor

10 Years of monitoring on the Groot Buitenschoor

Ingrid Verbessem, Tom Ysebaert, Erika Van den Bergh, Nico De Regge, Jan Soors & Eckhart Kuijken

Instituut voor natuurbehoud
Kliniekstraat 25
1070 Brussel

Rapport IN 02/10

Onderzoek uitgevoerd aan het Instituut voor Natuurbehoud in samenwerking met De Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ).

Lijst van figuren ..... **i**
Lijst van kaarten ..... **v**
Lijst van tabellen ..... **vi**
Lijst van bijlagen ..... **viii**
Samenvatting ..... **xi**
Summary ..... **xv**
Dankwoord ..... **xix**
1. Inleiding **1**
2. Beschrijving van het studiegebied **5**
2.1. Juridische bescherming 5
2.2. Getij en stromingen 6
2.3. Geomorfologische kenmerken van het studiegebied 7
2.4. De vegetatie van het Groot Buitenschoor 7
2.5. Ingrepen in het studiegebied 8
2.6. Baggerwerkzaamheden in de Beneden Zeeschelde 10
2.7. Bemonsteringslocaties op het Groot Buitenschoor 10
3. Waterkwaliteit **13**
3.1. Temperatuur 13
3.2. Chloridegehalte en saliniteit 13
3.3. Het zuurstofgehalte 14
3.4. Zwevende stof en zichtbaarheid 14
3.5. Stikstof verbindingen 16
3.6. Chlorofyl a 16
3.7. Samenvatting waterkwaliteit 16
4. Sedimentkarakteristieken **21**
4.1. Granulometrie 21
Materiaal en methoden 21
Resultaten voor de jaarlijkse campagnes (1990-1999) 21
Resultaten voor de maandelijkse campagnes (1993-1994) 24
4.2. Fysico-chemische eigenschappen van het sediment 25
Inleiding 25
Materiaal en methoden 26
Resultaten 29
4.3. Sedero metingen 32
Materiaal en methoden 32
Resultaten 33
5. Benthos **35**
5.1. Bemonsteringsmethode 35
5.2. Verwerking van de gegevens 35
Diversiteitsindices 36
Univariate analyse: trends per soort 37
Multivariate analyse: trends in gemeenschapsstructuur 37
5.3. Ruimtelijke en lange termijn patronen (1990-1999) 39
Soortendiversiteit 39
Totale densiteit en biomassa 42
Gemeenschapsanalyse 44
Voorkomen van dominante soorten 53
Relaties met de omgeving 63
5.4. Seizoenale patronen (1993-1994) 64
Diversiteit, totale densiteit en biomassa aan bodemdieren 64

Seizoenaal patroon van voorkomen van functionele groepen en enkele dominante soorten 67
5.5. Discussie 71
Zoutgehalte 71
Vergelijking met het sublittoraal 76
Grootschalige versus lokale patronen en jaarlijkse versus seizoenale patronen 78
Besluiten 80
6. Watervogels 81
6.1. Inleiding 81
6.2. Materiaal en methoden 81
De waarnemingsgegevens 81
Verwerking van de telgegevens 83
Criteria voor het belang van het studiegebied voor watervogels 84
Tabellen en figuren bij de bespreking per soort 84
De weersomstandigheden 85
6.3. Resultaten 87
Algemene trends 87
Internationaal belang 92
Habitatfuncties van het Groot Buitenschoor voor watervogels 93
Ganzen 94
Eenden 95
Steltlopers 100
Viseters 108
6.4. Discussie 109
Algemene trends en patronen 109
Het effect van de telfrequentie op de resultaten 110
Het verband met omgevingsvariabelen 110
De habitatfuncties van het Groot-Buitenschoor voor watervogels 110
Verspreiding van de verschillende soorten over het slik 111
6.5. Besluiten 114
7. Effecten van de containerterminal 115
7.1. Verwachte effecten van de containerterminal zoals beschreven in het MER (Ecolas 1993) 115
Veranderingen in stromingspatronen 115
Veranderingen in sedimentatiepatronen 115
Effecten op het benthos 115
Effecten op de vogelfauna 116
7.2. Waargenomen effecten van de containerterminal 117
Effecten op de stromingspatronen 117
Effecten op sedimentatiepatronen 119
Effecten op het benthos 119
Effecten op het vogelbestand 121
8. Referenties 123

Lijst van figuren

Figuur 2-1: Vergelijking van de oppervlakte van de belangrijkste vegetatietypen in 1992 en 1996 op het Groot Buitenschoor (VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.). 7

Figuur 2-2: Vegetatiekaart van het schor op het Groot Buitenschoor in 1992 en 1996 (naar HOFFMANN 1993 en VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.). 8

Figuur 3-1: Verloop van de temperatuur, het chloridegehalte en de zuurstofconcentratie ter hoogte van de Schaar van Oude Doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ. 15

Figuur 3-2: Verloop van de concentratie zwevende stof, de zichtbaarheid en de ammoniumconcentratie ter hoogte van de Schaar van Oude doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ. 17

Figuur 3-3: Jaargemiddelden voor de parameters O_2 en NH_4 (mg/l). Gegevens RIKZ. 18

Figuur 3-4: Lange termijn trend (jaargemiddelden) van NO_3NO_2, NH_4, Tot N en O_2 (mg/l) ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel (VAN DAMME *et al.* 1999). 18

Figuur 3-5: Verloop van het chlorofyl a gehalte (µg/l) ter hoogte van de Schaar van Oude Doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ. 19

Figuur 4-1: Verdeling van de bemonsteringspunten over de verschillende sedimentklassen. Zowel de verdeling per jaar als die van de volledige studieperiode worden weergegeven. Voor de voorstelling van de sedimentklassen wordt verwezen naar GORDON *et al.* 1992 (tabel 4-1). 22

Figuur 4-2: Gemiddeld slibgehalte per bemonsteringspunt, per jaar. 22

Figuur 4-3: Box en Whisker plots met mediane korrelgrootte en slibgehalte ten zuiden (Z) (n=6) en ten noorden (N) van de leidam (n=15). 23

Figuur 4-4: Gemiddelde mediane korrelgrootte en slibgehalte per jaar ten zuiden (Z) en ten noorden (N) van de leidam. Ook de standaardfout wordt uitgezet. 24

Figuur 4-5: Maandelijks gemeten slibgehalte op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994 (cv = coefficiënt of variation). 24

Figuur 4-6: Verloop van de scores van een aantal micropolluenten op 6 locaties van het Groot Buitenschoor. 31

Figuur 4-7: Sederoplot voor het opmeten van sedimentatie/erosie (foto Jan Soors). 33

Figuur 4-8: Sedimentatie/erosie-op 4 locaties op het Groot Buitenschoor in de periode 1993-1999. . 34

Figuur 4-9: Detail van de sedimentatie/erosie-opmetingen van 4 locaties op het Groot Buitenschoor in de periode 1993-1999. 34

Figuur 5-1: Frequentieverdeling per taxon voor de periode 1990-1999 (n=234). De gebruikte afkortingen kunnen worden teruggevonden in bijlage V-1. 39

Figuur 5-2: Verloop van vier Hill indexen in de periode 1990-1999. $Hill_0$ (=totaal aantal waargenomen soorten) staat boven het symbool vermeld. 40

Figuur 5-3: Frequentiedistributie van het aantal taxa per staal (periode 1990-1999). 41

Figuur 5-4: Gemiddeld aantal taxa per locatie, per jaar. 41

Figuur 5-5: Gemiddelde densiteit (aantal/m²) per jaar. 42

Figuur 5-6: Relatieve densiteit voor de 10 meest frequente taxa. 43

Figuur 5-7: Gemiddelde biomassa (g AFDW/m²) per jaar. 43

Figuur 5-8: Relatieve biomassa voor de 10 meest frequente taxa. 44

Figuur 5-9: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray-Curtis, Average grouping) op basis van de gemiddelde densiteit per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerd) 45

Figuur 5-10: a) Totale gemiddelde densiteit per cluster. b) Gemiddelde hoogteligging (primaire y-as) en slibgehalte per cluster (secundaire y-as) 45

Figuur 5-11: Densiteit van de 5 meest voorkomende taxa, hoogte en sedimentsamenstelling op locatie 5 (1990- 1999) 45

Figuur 5-12: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde densiteit per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerde gegevens. De vier clusters worden gesuperponeerd. 48

Figuur 5-13: Voorstelling van de gevormde clusters (gemiddelde densiteit/loc) op een luchtfoto van het studiegebied. 48

Figuur 5-14: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van de gemiddelde biomassa per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerd) 46

Figuur 5-15: a) Totale gemiddelde biomassa per cluster. b) Gemiddelde hoogteligging (primaire y-as) en slibgehalte per cluster (secundaire y-as) 47

Figuur 5-16: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde biomassa per taxon per locatie (log (x+1)) getransformeerd. De clusters worden gesuperponeerd. 49

Figuur 5-17: Voorstelling van de gevormde clusters (gemiddelde biomassa/loc) op een luchtfoto van het studiegebied. 49

Figuur 5-18: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van gemiddelde densiteiten per taxon per jaar (log (x+1) getransformeerd). 50

Figuur 5-19: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde densiteit per taxon per jaar (log (x+1)) getransformeerd. De 2 clusters worden gesuperponeerd. 50

Figuur 5-20: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van gemiddelde biomassa per taxon per jaar (log (x+1) getransformeerd). 51

Figuur 5-21: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde biomassa per jaar (log (x+1)) getransformeerd. De 3 clusters worden gesuperponeerd. 52

Figuur 5-22: MDS –ordinatieplot van densiteitsgegevens van de 205 bemonsteringsplaatsen. De clusters van de clusteranalyse (Bray –Curtis, Average Grouping) worden eveneens aangeduid. 52

Figuur 5-23: MDS –ordinatieplot van biomassagegevens van de 205 bemonsteringsplaatsen. De groepen van de clusteranalyse (Bray –Curtis, Average Grouping) worden eveneens aangeduid. 53

Figuur 5-24: Verloop van de gemiddelde biomassa en densiteit per jaar voor de 5 meest voorkomende taxa. Naast de gemiddelde waarde wordt eveneens de standaardfout weergegeven. 57

Figuur 5-25: Variantie componenten voor vijf dominante macrobenthossoorten waarbij de totale variantie opgesplitst werd in de parameters jaar, locatie, hun interactieterm jaar*locatie en de error term. Voor significanties van de verschillende parameters, zie tabel 5-6. 59

Figuur 5-26: Ouderdom van *Macoma balthica* op het Groot Buitenschoor voor de periode 1993-1999. Op de eerste y-as worden de organismen uitgezet met een leeftijd van 0+, op de tweede y-as de oudere organismen. 63

Figuur 5-27: Maandelijks verloop in het aantal waargenomen soorten (links) en de Shannon Wiener diversiteitsindex (rechts) op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994..... 65

Figuur 5-28: 'Abundance Biomass Comparison' curves (ABC-curves) voor R en L. Drie verschillende seizoenen worden getoond: winter – vroege lente (December - April), lente – vroege zomer (periode van recruitment)(Mei - Juli), en nazomer - herfst (Juli - Oktober). 66

Figuur 5-29: Maandelijks verloop in de totale densiteit en de totale biomassa op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994..... 66

Figuur 5-30: Maandelijks verloop van het relatief aandeel van de verschillende functionele groepen in de biomassa op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994. 67

Figuur 5-31: Maandelijks verloop van de densiteit (links) en de biomassa (rechts) van vijf dominante bodemdiersoorten op de locaties L (○) en R (■)in de periode maart 1993 – augustus 1994. 69

Figuur 5-32: Ordinatie diagram op basis van een MDS voor L en R. Naast ieder ordinatie diagram staat het verloop in de tijd van de ordinatiescores van as 1 en as 2. 70

Figuur 5-33: Totale gemiddelde densiteit en biomassa (en de SE) uitgedrukt per voedseltype voor de gegevens van het Groot Buitenschoor (periode 1990-1999). DF=Deposit feeder; O=Omnivoor; DF/FF=Deposit feeder/filter feeder; FF=Filter feeder, P=Predator. 74

Figuur 5-34: Vergelijking van het aantal soorten, gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa in een sublittorale versus intertidale bemonsteringscampagne in de Zeeschelde. Data sublittoraal zijn afkomstig van DE NEVE *et al.* 1998, data Groot Buitenschoor van voorliggende studie (periode 1996-1997)..... 77

Figuur 6-1: Aantal tellingen per maand op het Groot Buitenschoor van 01/04/1989 tot 31/03/2002.... 82

Figuur 6-2: Grafische weergave van het aantal vogeldagen per maand. 83

Figuur 6-3: De temperaturen te Stabroek van 1990 tot 2001: a.: de maandgemiddelden (°C), b.: het aantal vorstdagen (v) (min<0°C), c.: het aantal winterse dagen (w) (max<0°C), d.: de strengheid van de winter, berekend volgens de methode van IJnsen. Vorstgetal (V)= $0.000275v^2 + 0.667w + 1.111z$ (z= zeer koude dagen, max <-10°C). De achtergrondkleur typeert de winters als streng, koud, normaal of zacht. 86

Figuur 6-4: Aantal vogeldagen per maand op het Groot Buitenschoor voor de periode 1/4/1989-31/3/2002. Enkel de maanden tijdens dewelke volledige tellingen gebeurden worden weergegeven. 87

Figuur 6-5: Vertegenwoordiging van de verschillende soortengroepen in de Zeeschelde, Westerschelde en het Groot Buitenschoor, gemiddeld over de studieperiode. 88

Figuur 6-6: Het aantal vogeldagen per maand voor a.: ganzen, b.: eenden, c.: steltlopers en d.: andere vogelsoorten voor de periode 1989 - 2002. Op basis van de volledige dataset. 89

Figuur 6-7: Relatieve aantallen van de 20 meest talrijke soorten in de loop van de studieperiode gebaseerd op het gemiddeld aantal vogeldagen: a. juli 1989-maart 2002, b. juli 1989-juni 1993, c. juli 1993-juni 1997, d. juli 1997-maart 2002. 90

Figuur 6-8 a-c: Trends en seizoenaal aspect van de a: soortenrijkdom, b: evenness en c: biodiversiteit voor de watervogels op het Groot Buitenschoor tijdens de periode 1989-2002. 91

Figuur 6-9: De Grauwe gans (*Anser anser*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge. Het vorstgetal werd toegevoegd om het wintereffect te illustreren. 95

Figuur 6-10: Seizoenaal patroon van de Bergeend (*Tadorna tadorna).* a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde (rechter-as) en tussen de Rupel en Baasrode (linker-as), het verspreidingsmaximum langs de zoete Zeeschelde. Gemiddeld over de studieperiode. 96

Figuur 6-11: De Bergeend (*Tadorna tadorna*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen. De maxima voor Vlaanderen gelden enkel voor het winterseizoen. 97

Figuur 6-12: De Smient (*Anas penelope*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen. 98

Figuur 6-13: Seizoenaal patroon van de Wintertaling (*Anas crecca*). a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde (rechter-as) en tussen de Burcht en Dendermonde (linker-as), het verspreidingsmaximum langs de zoete Zeeschelde. Gemiddeld over de studieperiode. 99

Figuur 6-14: De Wintertaling (*Anas crecca*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen. 99

Figuur 6-15: De Scholekster (*Haematopus ostralegis*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, Saeftinge en de Westerschelde (rechter-as). 101

Figuur 6-16: Seizoenaal patroon van de Kluut (*Recurvirostra avosetta*). a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde en in de Zeeschelde, gemiddeld over de studieperiode. 102

Figuur 6-17: De Kluut (*Recurvirostra avosetta*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge. 103

Figuur 6-18: Seizoenaal patroon van de Bonte strandloper (*Calidris alpina*). a: Op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: In de Westerschelde (rechter-as) en in de Zeeschelde (linker-as), gemiddeld over de studieperiode. 104

Figuur 6-19: De Bonte strandloper (*Calidris alpina*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde (rechter-as) en Saeftinge. 105

Figuur 6-20: De Wulp (*Numenius arquata*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge. 106

Figuur 6-21: Tureluur (*Tringa totanus*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde (rechter-as) en Saeftinge. 108

Figuur 6-22: Piscivore watervogels op het Groot Buitenschoor 1989-2002: Aantal vogeldagen per maand van juli 1989 tot maart 2002 (linker-as). De transparantie van het water werd toegevoegd als bijkomende informatie (rechter-as)..... 109

Figuur 6-23: Piscivore watervogels op het Groot Buitenschoor 1989-2002, maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). a. Fuut (*Podiceps cristatus*) b. Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), c. Blauwe reiger (*Ardea cinerea*) d. Visdief (*Sterna hirundo*)..... 109

Figuur 6-24: Verspreiding van watervogels op het Groot-Buitenschoor: a. Verdeling van het gebied in sectoren, b. Verdeling van benthivore, herbivore en piscivore vogelsoorten over de verschillende sectoren, uitgedrukt als % van het totaal van de waarnemingen tussen 6 augustus 2002 en 15 mei 2003 (Frank Wagemans, ontuitgeg.)..... 111

Figuur 6-25: a: Telsectoren waarin het Groot-Buitenschoor onderverdeeld werd om de verspreiding van watervogels in '92-'93 en 2002-2003 te vergelijken. b: Verdeling van Grauwe gans (*Anser anser*), Smient (*Anas penelope*) en Wintertaling (*Anas crecca*) over de verschillende zones in '92-'93 en 2002-2003, uitgedrukt in % van het totaal aantal waarnemingen (naar Ecolas 1993 en F. Wagemans niet gepubliceerde gegevens). 112

Figuur 6-26: Benthivore watervogels op het Groot-Buitenschoor: verdeling van Bergeend (*Tadorna tadorna*), Scholekster (*Haematopus ostralegis*), Kluut (*Recurvirostra avocetta*), Bonte strandloper (*Calidris alpina*) en Wulp (*Numenius arquata*) over de verschillende zones in '92-'93 en 2002-2003, uitgedrukt in % van het totaal aantal waarnemingen (naar ECOLAS 1993 en F. Wagemans niet gepubliceerde gegevens). 113

Figuur 6-27: Tweedeling van het gebied ten zuiden van de strekdam, toestand voor de bouw van de container terminal (foto AWZ intranet LIN)..... 114

Figuur 7-1: Baggerhoeveelheden (in $10^6 m^3$) ter hoogte van de Drempel van Zandvliet, de Plaat van Doel en de Drempel van Frederic. 118

Figuur 7-2: Gemiddeld slibgehalte (+ SE) voor alle locaties ten zuiden (Z) of ten noorden (N) gelegen van de leidam. 119

Figuur 7-3: Voorstelling van de evolutie van de densiteit voor een aantal locaties. Het confidentie – interval van de ellipsen bedraagt 75%. 120

Figuur 7-4: Voorstelling van de evolutie van de biomassa voor een aantal locaties. Het confidentie – interval van de ellipsen bedraagt 75%. 120

Lijst van kaarten

Kaart 2-1: Situering van het studiegebied. 5

Kaart 2-2: Bestemmingen van het Groot Buitenschoor: a) Natuurgebied, b) Vogelrichtlijngebied, c) Ramsargebied en d) Habitatrichtlijngebied. 6

Kaart 2-3: Situering van de 24 bemonsterde locaties (benthos en sedimentsamenstelling). De 4 locaties waar de sedimentatie/erosie processen werden opgevolgd zijn omcirkeld (locaties 5, 6, R en L). De strekdam, Scheldedijk en de Noordzee containerterminal worden eveneens aangeduid. 11

Kaart 2-4: Vergelijking van de lodingskaart van het studiegebied. a:1988; b:2001. 12

Kaart 7-1: Situering van de Drempel van Zandvliet, de Drempel van Frederic en de Plaat van Doel. 118

Lijst van tabellen

Tabel 2-1: Overzicht van de werkzaamheden aan de Noordzee containerterminal (naar VAN DEN BERGH *et al.* 1998). 9

Tabel 2-2: Hoogteligging (in m T.A.W.) van een aantal locaties, opgemeten in 1991 en in 2002. De locaties met een opvallend verschil in hoogteligging worden in het vet weergegeven. 11

Tabel 3-1: Opdeling in verschillende categorieën op basis van het chloridegehalte (mg/l) – en de saliniteit (psu) (MCLUSKY 1993). 13

Tabel 4-1: Indeling van de sedimenttypen op basis van de mediane korrelgrootte (µm) (GORDON *et al.* 1992) 21

Tabel 4-2: Gemiddeld slibgehalte per bemonsteringspunt, per jaar. 22

Tabel 4-3: Sedimentkarakteristieken: mediane korrelgrootte (mediaan), slibgehalte en totaal organisch koolstof (TOC) voor de twee locaties L en R. Gemiddelde en minimum-maximum waarde worden telkens gegeven. 24

Tabel 4-4: Overzicht van de stalen waarvan gegevens beschikbaar zijn i.v.m. de fysico-chemische eigenschappen van het sediment. Telkens wordt weergegeven of op basis van de aanwezige gegevens een triade-eindbeoordeling mogelijk is. 26

Tabel 4-5: Omzetting van de klasse per onderdeel naar een score. 27

Tabel 4-6: Toekenning van een globale klasse op basis van de scores per onderdeel (fysisch-chemisch, ecotoxicologisch en biologisch) 27

Tabel 4-7: Drie mogelijkheden om PAK's te groeperen. 28

Tabel 4-8: Voor elke parameter wordt de referentiewaarde en -indien van toepassing- de waarden voor A, B en C weergegeven (DE DECKERE *et al.* 2001). 29

Tabel 4-9: Weergave van de klassebeoordeling en de betekenis van elke klasse 30

Tabel 4-10: Overzicht van de klasseverdeling (%) per polluent voor alle beschikbare data. Ook de minimum en maximum klasse worden per polluent weergegeven. 30

Tabel 4-11: Bepaling van de globale fysico-chemische klasse voor een aantal locaties. 32

Tabel 4-12: Overzicht van de Spearman Rank correlaties tussen mediane korrelgrootte en de concentraties van een aantal polluenten 32

Tabel 5-1: Overzicht van het aantal replica's per locatie genomen in 1990 en van de locaties die niet werden bemonsterd gedurende de ruimtelijke bemonsteringscampagne. 35

Tabel 5-2: Opsomming van de verschillende datamatrices van de ruimtelijke bemonsteringscampagne die werden opgesteld voor de verschillende ordinatie –en classificatie technieken. 38

Tabel 5-3: Gemiddeld aantal taxa per locatie, per jaar. 41

Tabel 5-4: Gemiddelde densiteit (aantal/m²) per jaar. 42

Tabel 5-5: Gemiddelde biomassa (g AFDW/m²) per jaar. 43

Tabel 5-6: ANOVA resultaten voor vijf dominante macrobenthossoorten op het Groot Buitenschoor. Onafhankelijke variabelen zijn jaar (1990-1999, n=10), locatie (n=16) en hun interactieterm

jaar*locatie. Voor elke parameter worden de vrijheidsgraden (DF), gemiddelde kwadraten (MS), F-waarde, significantiewaarde (p) en variantie componenten (varcomp) gegeven. 58

Tabel 5-7: Spearman-rank correlatie coëfficiënten voor de relaties tussen densiteit en de biomassa van 5 dominante soorten (1990-1999). De significante resultaten worden in vetjes weergeven..... 63

Tabel 5-8: Spearman-rank correlatie coëfficiënten voor de relaties tussen densiteit en de biomassa van 5 dominante soorten (1991-1999). De significante resultaten worden in vetjes weergeven..... 64

Tabel 5-9: Soortenlijst met waargenomen soorten op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994. Voedingswijzen van de soorten worden tussen haakjes vermeld: sdf= 'surface deposit feeder'; ssdf= 'sub-surface deposit feeder'; sf= 'suspension feeder'; o= omnivoor; p= predator. x = soort regelmatig waargenomen. Zeldzame soorten, 1 tot 3 keer waargenomen, worden aangeduid met 1,2 en 3 respectievelijk. 65

Tabel 5-10: Gemiddelde (± SE) en minimum-maximum waardes voor diversiteit (aantal soorten, Shannon-Wiener H' en evenness J'), voor totale densiteit (ind m^{-2}) en totale biomassa (g AFDW m^{-2}) voor de beschouwde studieperiode (Maart 1993 – Augustus 1994) . cv = 'coefficient of variation' (%). 66

Tabel 5-11: Gemiddelde, minimum en maximum densiteit van de soorten (individuen/m²) die werden aangetroffen in de 6 stations thv het Groot Buitenschoor in 1952-1953. Naar: LELOUP & KONIETZKO 1956. 72

Tabel 5-12: Relatief aandeel in de totale densiteit van een aantal soortengroepen. De waarden van 'Scheldeonderzoek 1990' zijn een selectie (brakwater locaties; n=21) van gegevens uit een studie uitgevoerd door YSEBAERT *et al.* in 1990 (YSEBAERT *et al.* 1992)..... 75

Tabel 5-13: Relatief aandeel in de totale densiteit van een aantal soortengroepen per saliniteitszone (naar YSEBAERT *et al.* 1992) 75

Tabel 5-14: Relatief aandeel in de totale biomassa van een aantal soortengroepen. De waarden van 'Scheldeonderzoek 1990' zijn een selectie (brakwater locaties; n=21) van gegevens uit een studie uitgevoerd door YSEBAERT *et al.* in 1990 (YSEBAERT *et al.* 1992)..... 75

Tabel 5-15: Relatief aandeel in de totale biomassa van een aantal soortengroepen per saliniteitszone (naar YSEBAERT *et al.* 1992) 76

Tabel 6-1: Aantal algemene tellingen (a) en steltlopertellingen (b) per maand op het Groot Buitenschoor van 01/04/1989 tot 31/03/2002..... 82

Tabel 6-2: Aantal vorstdagen, winterse dagen, zeer koude dagen en het vorstgetal van IJnsen als maat voor de strengheid van de winter volgens de temperaturen opgemeten te Stabroek 85

Tabel 6-3: Seizoensmaxima van het totaal aantal vogels op het Groot Buitenschoor voor de periode 1/4/1989-31/3/2002 op basis van alle tellingen. 88

Tabel 6-4: Significante verschillen tussen de maanden voor H: Tuckey HSD test voor ongelijke aantallen (*: p<0.05; ** :p<0.01; ***:p<0.005)..... 92

Tabel 6-5: Seizoensmaxima en internationale 1% norm voor de belangrijkste soorten op het Groot Buitenschoor (1989-2002). (geschaduwd= overschrijding 1% norm). 93

Tabel 7-1: Samenvatting van de effectbeoordeling: (0) neutraal, (+) positief, (0/-) beperkt negatief, (-) significant negatief, (--) belangrijk significant negatief. De verschillen tussen beide alternatieven worden omkaderd. Naar: (ECOLAS 1993). 116

Tabel 7-2: Verloop van het slibgehalte (%) voor locaties 1 en 5. 119

Lijst van bijlagen

Bijlage II-1: Benaderende afstanden (m) tussen de bemonsterde locaties van het Groot Buitenschoor. De minimale en maximale afstand wordt in het vet weergegeven. 137

Bijlage IV-1: Mediane korrelgrootte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar. 138

Bijlage IV-1: Slibgehalte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar. 141

Bijlage IV-2: Detectielimiet van de parameters die worden bepaald ter evaluatie van de pollutiegraad van het sediment op het Groot Buitenschoor. 144

Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1992). 145

Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1996). 146

Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1998). 147

Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1999). 148

Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (2000). 149

Bijlage IV-4: Correlaties tussen micropolluenten onderling en met het slibgehalte en mediane korrelgrootte (n=42). Significante correlaties worden in vetjes weergegeven. 150

Bijlage IV-5: Correlaties tussen micropolluenten en de biomassa/densiteit (n=30). Er werden geen significante correlaties gevonden. 150

Bijlage V-1: Soortenlijst met waargenomen soorten op de bemonsterde locaties van het Groot Buitenschoor (1990-1999). De gebruikte afkortingen, het phylum waartoe de soort behoort en het voedseltype worden weergegeven. 151

Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar. 152

Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar. 153

Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar. 154

Bijlage V-3: Gemiddelde densiteit (met de standaardfout) per cluster (densiteit/locatie) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor. 155

Bijlage V-4: Gemiddelde biomassa (met de standaardfout) per cluster (biomassa/locatie) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor. 156

Bijlage V-5: Gemiddelde densiteit (met de standaardfout) per cluster (densiteit/jaar) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor. 157

Bijlage V-6: Gemiddelde biomassa (met de standaardfout) per cluster (biomassa/jaar) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor. 158

Bijlage V-7a: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Corophium volutator*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R. 159

Bijlage V-7b: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van Oligochaeta, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R. 160

Bijlage V-7c: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Nereis diversicolor*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R. 161

Bijlage V-7d: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Heteromastus filiformis*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R. 162

Bijlage V-7e: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Macoma balthica*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R. 163

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1989-1990): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 164

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1990-1991): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 165

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1991-1992): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 166

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1992-1993): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 167

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1993-1994): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 168

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1994-1995): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 169

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1995-1996): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 170

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1996-1997): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 171

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1997-1998): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 172

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1998-1999): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 173

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1999-2000): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5). 174

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (2000-2001): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5)..... 175

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (2001-2002): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5)..... 176

Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Macoma balthica* uitgedrukt per locatie per jaar. 177

Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Corophium volutator* uitgedrukt per locatie per jaar..... 180

Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Nereis diversicolor* uitgedrukt per locatie per jaar..... 183

Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor Oligochaeta uitgedrukt per locatie per jaar. 186

Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Heteromastus filiformis* uitgedrukt per locatie per jaar..... 189

Bijlage VII-2: Biomassa voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 5 (periode 1990-1999). .. 192

Bijlage VII-2: Densiteit voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 5 (periode 1990-1999). 192

Bijlage VII-2: Biomassa voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 1 (periode 1990-1999). .. 193

Bijlage VII-2: Densiteit voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 1 (periode 1990-1999). 193

Samenvatting

Het Groot Buitenschoor is een brakwater intergetijdengebied dat zich situeert op de rechter Schelde oever, nabij de Belgisch–Nederlandse grens. Met erkenningen oa. als natuurreservaat, Europees Vogel–en Habitatrichtlijngebied en Ramsargebied geniet het gebied nationale en internationale bescherming. Toch werd in 1994 overgegaan tot de bouw van de Noordzee containerterminal net ten zuiden van het Groot Buitenschoor. Door deze ingreep verdween 8ha slik.

In dit rapport worden de gegevens van 10 jaar monitoring op het Groot Buitenschoor geanalyseerd. Bodemdieren (macrobenthos) werden geanalyseerd met als doel zowel de ruimtelijke als de temporele patronen in biomassa en densiteit te beschrijven. Ook de relaties tussen beide factoren en een aantal abiotische parameters (sedimentsamenstelling, hoogteligging) werden onderzocht. Microverontreinigingen in het sediment werden voor een aantal jaren geanalyseerd. De evolutie van de schorvegetatie werd nagegaan door twee vegetatiekarteringen te vergelijken, seizoenale en meerjarige trends in het aantalsverloop van watervogels werden onderzocht en gerelateerd aan het voorkomen van het benthos. Tot slot werd ook getracht om de impact van de constructie en exploitatie van de Noordzee containerterminal te evalueren.

Door het Instituut voor Natuurbehoud (IN) werd sedert 1990 het macrobenthos op het Groot Buitenschoor gevolgd. Jaarlijks werden in het najaar 24 locaties bemonsterd, bij twee daarvan (L en R) gebeurde dit in de periode 1993-1994 ook maandelijks. Per locatie werden daarnaast ook gegevens verzameld met betrekking tot de sedimentsamenstelling en voor een aantal jaren werden ook enkele fysico-chemische eigenschappen (microverontreinigingen) van het sediment bepaald. Sedimentatie –erosieprocessen werden opgemeten aan de hand van 'sedimentatie-erosieplots' op vier locaties sinds 1993. De vegetatie van het schor werd in 1992 en in 1996 gekarteerd. De watervogels werden zowel van op de Schelde (IN) als van op het land (Natuurpunt) geteld. De eerste gegevens dateren van 1981, maar in dit rapport werd gewerkt met de dataset voor de periode 1989-2002. De monitoring gebeurde in samenwerking met AWZ (Administratie Waterwegen en Zeewezen).

Het Groot Buitenschoor wordt gekenmerkt door zeer slibrijke sedimenten. Meer dan de helft van alle sedimentstalen kende een mediane korrelgrootte tussen 2 en 63µm (slib). De overige locaties hadden een sedimentsamenstelling die voornamelijk varieerde van zeer fijn tot fijn zand. Enkel de locaties op de (hoogdynamische) Ballastplaat werden gekenmerkt door sedimenten bestaande uit gemiddeld zand. De leidam die in 1967 werd aangelegd om de aanzandingen te leiden had een sorterend effect op de sedimentsamenstelling; ten zuiden van de leidam was het sediment gemiddeld zandiger. Het gemiddelde slibgehalte in het studiegebied varieerde in de periode 1991-1999 tussen 40% en 56%, met de hoogste waarden in 1995 en 1996, maar er werden geen significante verschillen tussen de jaren waargenomen. De maandelijkse variatie in het slibgehalte op de twee onderzochte locaties was relatief klein en duidelijke seizoenale patronen konden niet worden aangetoond. Het sediment op locatie L, gelegen ten zuiden van de strekdam, was veel zandiger dan op locatie R die zich ten noorden van de leidam bevindt. Op drie van de vier locaties met 'sederoplots' werden geen duidelijke trends opgemerkt met betrekking tot sedimentatie of erosie. De vierde locatie, gelegen dicht tegen de laagwaterlijn, vertoonde vanaf het begin van de metingen een zeer duidelijke sedimentatie, met een toename van ± 50cm in de periode september 1994 – december 1997, waarna er een geleidelijke erosie optrad vermoedelijk als gevolg van het verleggen van een geultje.

Het grootste probleem betreffende de vervuiling met microverontreinigingen van het sediment was de concentratie aan polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's). Bij 6% van de verzamelde gegevens was er sprake van een extreme vervuiling. Naast PAK's vormden ook de apolaire koolwaterstoffen (APKW'S), polychloorbifenylen (PCB's), kwik (Hg) en Cadmium

(Cd) een belangrijke vervuilingsbron. Hoewel het zeker niet voor alle jaren geldt, kan gesteld worden dat de locaties ten zuiden van de leidam minder vervuild waren met zware metalen.

Totaal werden 32 benthos taxa aangetroffen op het Groot Buitenschoor in de periode 1990-1999. Jaarlijks werden 12-17 taxa waargenomen, zonder dat er een duidelijke trend in de soortensamenstelling was. De totale gemiddelde densiteit en biomassa bedroegen respectievelijk 12093 organismen/m² en 5.06g AFDW/m². De gemiddelde densiteit was relatief laag tijdens de eerste vijf jaren, de hoogste en laagste waarden verschilden met een factor 4 gedurende de volledige studieperiode. Jaren met een gemiddeld hoog slibgehalte werden gekenmerkt door significant hogere gemiddelde densiteiten. Het biomassapatroon geleek sterk op dat van de densiteit, de minimale en maximale waarde verschilden echter slechts met een factor 2.

Zowel densiteit als biomassa werden gedomineerd door 5 taxa (Oligochaeta, het slijkgarnaaltje *Corophium volutator*, het nonnetje *Macoma balthica*, de zeeduizendpoot *Nereis diversicolor* en de rode draadworm *Heteromastus filiformis*), maar het relatieve belang van deze taxa varieerde zowel ruimtelijk als temporeel. Wat betreft de densiteit was doorgaans *Corophium volutator* de meest dominante soort, met een relatieve densiteit die schommelde tussen 19 en 65% van de totale densiteit, gevolgd door *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta. *Nereis diversicolor* en *Heteromastus filiformis* bepaalden het grootste aandeel van de biomassa. Bij het begin van de studieperiode was de bijdrage van *Nereis diversicolor* groter, naar het einde toe die van *Heteromastus filiformis*.

Significante verschillen in de densiteit van alle 5 de dominante taxa werden waargenomen tussen locaties, tussen jaren en tussen de interactie locatie*jaar, maar het relatief aandeel van deze verschillende factoren in het verklaren van de totale variantie varieerde tussen de taxa. Samenvattend kan worden gesteld dat bij *Corophium volutator* het grootste deel van de variantie bepaald werd door de factor locatie. De fluctuaties die optreden tussen de locaties primeren boven de fluctuaties tussen de jaren. De verschillen tussen de replica's (error term) zijn voor deze soort ook het kleinst. Bij Oligochaeta, en vooral bij *Macoma balthica*, valt de grote error term op. Dit wijst op relatief grote verschillen tussen de replica's (kleinschalige 'patchiness'). Zowel bij deze twee taxa als bij *Nereis diversicolor* is de variantie bepaald door de interactieterm groter dan de variantie verklaard door de factoren jaar en locatie. Dit duidt op jaarlijkse fluctuaties die sterk verschillen tussen de locaties. De verschillen zijn het grootst voor *Nereis diversicolor*. Bij *Heteromastus filiformis* wordt het grootste deel van de variantie verklaard door de factor jaar. Bij deze soort zijn de jaarlijkse fluctuaties belangrijker dan de locatiegebonden fluctuaties.

Multivariate analyses (clusteranalyse, ordinatie) op basis van de gemiddelde densiteit/biomassa per locatie, leverde groepen op die zich in een bandvormig patroon, parallel aan de dijk oriënteerden. Zowel de gemiddelde densiteit als biomassa varieerde niet sterk tussen de onderscheiden groepen; wel vertoonden ze duidelijke verschillen in het relatief aandeel van de vijf dominante taxa langsheen de hoogtegradiënt.

De clusteranalyse van de densiteit per jaar resulteerde in een duidelijke scheiding tussen de eerste vijf jaar en de laatste vijf jaar van de studieperiode. De duidelijk hogere densiteit van voornamelijk *Corophium volutator*, en voor sommige jaren ook Oligochaeta en *Heteromastus filiformis*, in de tweede helft van de studieperiode ligt aan de basis van deze opdeling. Bij de analyse van de biomassa per locatie is deze opdeling niet terug te vinden, en bepaalt voornamelijk de zeer lage biomassa van *Heteromastus filiformis* in 1994 en in 1999 de opdeling.

Uit de multivariate analyse van alle stalen samen (n=205) bleek dat 2 locaties een duidelijk afwijkende soortensamenstelling kenden. Deze locaties waren beide gesitueerd ten zuiden van de strekdam, nabij de laagwaterlijn. Op één van deze locaties werden in het begin van de studieperiode haast geen soorten aangetroffen, densiteit en biomassa waren laag. Dit

veranderde na 1994. Op de andere afwijkende locatie werd in het begin van de studieperiode regelmatig *Bathyporeia* sp. waargenomen, een genus dat meer op zandige, dynamische plaatsen voorkomt. Na 1994 werd op deze locatie een sterke toename van de vijf dominante soorten waargenomen (met name *Heteromastus filiformis*), wat samenviel met de toename in slibgehalte en een periode van sedimentatie.

Tijdens de maandelijkse campagnes van 1993 en 1994 werden 15 soorten waargenomen op de twee onderzochte locaties L en R. Hiervan werden slechts 6 soorten regelmatig aangetroffen. In de zomer en het najaar werden er meer soorten aangetroffen dan in de herfst en winter. *Nereis diversicolor* is samen met de Oligochaeta de enige soort die op beide locaties gedurende een heel jaar werd aangetroffen. De soort kende wel de grootste biomassa en densiteit op de meer zandige locatie L. *Heteromastus filiformis* werd enkel aangetroffen in R en de zandkokerworm *Pygospio elegans* enkel op locatie L.

De gemiddelde densiteit en biomassa waren significant hoger in L (14257 individuen/m²; 10.1g AFDW/m²) dan in R (7063 individuen/m²; 3.4g AFDW/m²). Seizoenale variaties waren duidelijk aanwezig (en groter dan de meerjarige variatie in het najaar) op beide locaties met piekdensiteiten in de zomer en de herfst. In L werden deze pieken wel iets vroeger bereikt (juli-augustus) dan in R (september). In de winterperiode werd een duidelijke afname in de densiteit waargenomen, en sommige soorten verdwenen zelfs nagenoeg volledig (bijv. *Macoma balthica*, *Corophium volutator*). Een ordinatie toonde duidelijk aan dat de verschillende maanden in een min of meer cyclisch patroon door de ordinatieruimte bewegen. De resultaten tonen aan dat in de meso-/oligohaliene overgangszone bodemdiergemeenschappen door het jaar heen grote variaties qua soortensamenstelling, aantallen en biomassa's vertonen en niet verder dan een 'pioniersgemeenschap' evolueren, gekenmerkt door opportunistische/tolerante soorten zoals *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* en Oligochaeta.

Het schor neemt slechts 7% van het gebied in, de totale oppervlakte veranderde weinig en rivierwaarts was er nauwelijks sprake van schoruitbreiding. De belangrijkste wijzigingen in de schorvegetatie waren de toename van Rietvegetatie en de sterke afname van Strandkweekvegetaties. Deze afname was deels te wijten aan de uitbreiding van de Rietvegetatie, maar ook aan de uitbreiding van ruigtekruiden en een verder uitgroeiende dijkvegetatie.

Wat de watervogels betreft biedt het Groot Buitenschoor vooral voedsel aan bentivoren op de slikken en rust aan herbivoren op de platen. Op het noordelijk deel van het schor wordt een kleine oppervlakte Zeebiesvegetatie redelijk intensief begraasd door Grauwe ganzen en de vloedschaar wordt in beperkte mate gebruikt door piscivoren. Tijdens de studieperiode is er op het Groot Buitenschoor niet echt een trend waar te nemen in de seizoensmaxima voor watervogels wanneer ze uitgedrukt worden in aantal vogeldagen per maand. De feitelijk getelde maximale aantallen zijn echter hoger voor de laatste vier seizoenen. Ook het totaal aantal vogeldagen per seizoen neemt toe doordat de najaarsaantallen groter zijn. Globaal gezien nam het gebruik van het Groot Buitenschoor door watervogels dus toe tijdens de studieperiode. Een aantal van de trends die in VAN DEN BERGH *et al.* (1998) beschreven werden zetten zich verder: de rust functie van de rivierwaarts gelegen platen voor overwinterende ganzen en eenden nam toe maar het gebied werd echter relatief minder belangrijk voor doortrekkende steltlopers. De functie van het gebied voor verblijvende en overwinterende benthivore watervogels blijft wisselvallig. Behalve de Bergeend bevinden de meeste van deze soorten zich aan de grens van hun verspreidingsgebied in het estuarium zodat deze schommelingen misschien meer beïnvloed zijn door externe factoren dan door de habitatkwaliteit van het Groot Buitenschoor zelf. De belangrijkste verschuivingen in de soortensamenstelling waren de opmars van de Smient (*Anas penelope*) en, zij het minder uitgesproken, de Wulp (*Numenius arquata*) en de achteruitgang van de Bonte strandloper (*Calidris alpina*). Het gebied blijkt nu zijn draagkracht voor Grauwe gans (*Anser anser*) en Smient te hebben bereikt. De diversiteitsindices vertoonden een niet significante dalende

trend en een uitgesproken seizoenaal patroon. De watervogelpopulaties in deze overgangszone tussen de Westerschelde en de Zeeschelde zijn qua soortensamenstelling intermediair tussen die van beide zones. Het seizoenaal patroon leunt, naargelang de soort, meer aan bij het ene of bij het andere gebied. In de loop van de studieperiode werd de internationale 1% norm overschreden voor Grauwe gans en Kluut (Recurvirostra avocetta).

De verspreiding van de watervogelsoorten in het gebied wijzigde tijdens de studieperiode. Het noordelijk gelegen slik werd relatief slibrijker waardoor het interessanter werd voor Bergeend en Kluut. De tweedeling in het gebied ten zuiden van de strekdam accentueerde zich nog verder. Landwaarts werd de luwte die ontstond tussen de strekdam en de containerkade slibrijker en werd toegevoegd aan het foerageergebied van Kluut en Bergeend. Het rivierwaarts gedeelte, het verlengde van de ballastplaat werd nog zandiger en werd toegevoegd aan het rustgebied van Grauwe gans en Smient. De steltlopers die er al verbleven maken verder gebruik van dit gebied.

De Noordzee containerterminal werd in 1994 gebouwd ten zuidoosten van het Groot Buitenschoor en veroorzaakte een direct verlies aan intergetijdengebied van 8ha. Naast dit direct habitatverlies, was er een mogelijk, eerder lokaal effect van de bouw van de Noordzee containerterminal op de morfologie van het Groot Buitenschoor. Dit is met onze puntwaarnemingen echter moeilijk eenduidig te staven. Ten zuiden van de strekdam werd op een aantal locaties een duidelijke toename in het slibgehalte waargenomen sinds 1995. Tegen de laagwaterlijn werd tevens een sedimentatie waargenomen op 2 locaties. Eén locatie kende een sedimentatie van 1m (op basis van hoogtemetingen), de andere een sedimentatie van ruwweg 50cm ('sedimentatie-erosieplot' metingen). Op beide locaties nam het slibgehalte toe tot 1997 en veranderde tevens de benthospopulatie in de periode 1994-1998, waarbij deposit feeders (*Heteromastus filiformis*, Oligochaeta) duidelijk toenamen. Na 1998 lijkt de populatie terug te keren naar de situatie in het begin van de studieperiode. Effecten van de bouw en de exploitatie van de containerterminal op de watervogels zijn niet eenduidig vast te stellen. Mogelijke effecten zijn de tijdelijke afwezigheid van ruiende Bergeenden (*Tadorna tadorna*), verminderde waarnemingen van een aantal doortrekkende steltlopersoorten en de lagere aantallen overwinterende Bonte strandlopers. De terugkomst van ruiende Bergeenden in de zomer van 2002 en het gebruik van het gebied ten zuiden van de strekdam als rust- en foerageergebied suggereren dat de rustverstoring in het gebied binnen aanvaardbare normen blijft.

Summary

The Groot Buitenschoor is a brackish intertidal area situated on the right bank of the river Schelde, near the Dutch Belgian border. The area is protected under the Ramsar convention, the EU Birds Directive, several national and regional laws and decrees and it is also proposed to be part of the Natura 2000 network under the Habitats Directive. However, due to the ever-increasing demands for the international container traffic all these measures could not prevent the construction of a container terminal south of the area in 1994, at the cost of 8ha of intertidal mudflat.

The results of 10 years monitoring on the Groot Buitenschoor are reported. Macrobenthos data were analysed to explore both temporal and spatial trends in biomass and density, related to some abiotic parameters (sediment composition, altitude). Micro-pollution of the sediment was examined for several years. Evolutions in tidal marsh vegetation were assessed by comparison of two vegetation maps. Changes in wintering and migrating waterbird communities were analysed and related to environmental characteristics and macrobenthos populations. Finally an attempt was made to identify possible impacts of the construction and exploitation of the nearby container terminal.

Since 1990 macrobenthos was sampled yearly during fall on 24 locations, in the period 1993-1994 two of these (L and R) were sampled monthly. Sediment was sampled simultaneously to collect data on particle size and pollution. Sedimentation and erosion was measured in four sedimentation-erosion plots since 1993. Vegetation maps of the tidal marsh were made in 1992 and in 1996. Water birds were monitored monthly from boats at low tide by the Institute of Nature Conservation and from land by Natuurpunt, a local NGO. The first records date from 1981, but for this report data for the period 1989-2002 was used. The monitoring project operated in cooperation with AWZ (Waterways and Maritime Affairs Administration).

The Groot Buitenschoor is characterised by very muddy sediments. Median grain size was between 2 and 63µm (silt) for more than 50% of the sediment samples. Sediment composition for the remaining samples varied between very fine and fine sand. Only sites situated on the (very dynamic) Ballastplaat were rather sandy. The dam, constructed in 1967 to lead the silting up, divided the area in a relatively sandy southern part, and a muddy northern part. The mean mud content in the study area varied in 1991-1999 between 40% and 56% with maximum values in 1995 and 1996. Differences between years were not significant. Monthly variation in silt content on L and R was rather low and apparent seasonal patterns were not seen. The sediment at L consisted of fine sand, at R it was muddy. On three of the four sedimentation-erosion plots no clear trends were observed. The fourth plot –situated near the low-water level- showed an apparent sedimentation of 50cm from the beginning of the measurements until 1997. Afterwards gradual erosion was noticed probably due to the reposition of a small channel. As to the micro-pollution of the sediment, Polyaromatic hydrocarbon (PAH) concentrations were often too high: 6% of all samples was severely polluted. Also Apolar hydrocarbons (APHC's), Polychlorinated Biphenyls (PCB's), mercury (Hg) and cadmium (Cd) –concentrations were frequently elevated. The more sandy locations south of the dam were generally less polluted with heavy metal as compared to the more muddy locations north of the dam.

During the yearly campaigns (1990-1999) 32 macrobenthos taxa were found on the Groot Buitenschoor. The number of taxa varied between 12 and 17 between years, showing no obvious trends. Total mean density and biomass were 12093 individuals/m² and 5.06g AFDW/m² respectively. Density was relatively low during the first five years. Maximum and minimum mean density differed with factor 4. Years characterised by a relatively high mud content showed significantly higher densities. Mean biomass evolved in a very comparable way but minimum and maximum values only differed by factor 2.

Both density and biomass were dominated by 5 taxa only (Oligochaeta, the mud shrimp *Corophium volutator*, the balthic tellin *Macoma balthica*, the ragworm *Nereis diversicolor* and the capitellid worm *Heteromastus filiformis*), but the relative dominance of each taxon varied in time. In terms of densities *Corophium volutator* was the most important species with relative densities between 19-65% followed by *Heteromastus filiformis* and Oligochaeta. *Nereis diversicolor* and *Heteromastus filiformis* were more dominant in terms of total biomass. Initially *Nereis diversicolor* contributed most to the total biomass, towards the end of the study period *Heteromastus filiformis* became predominant.

The abundances of the 5 most common species varied significantly between sites and years and also the interaction site*year varied significantly. However, the explanation of total variance by those terms varied between taxa. The ANOVA-test for the mean abundance of *Corophium volutator* showed that most of the variance was explained by the factor site. Fluctuations noticed between sites predominate fluctuations between years. Differences between replicas (error term) were the lowest for this species. Oligochaeta and particularly *Macoma balthica* showed large differences between replica's (large error term) indicating small-scale patchiness. For both taxa and also for *Nereis diversicolor* the variance determined by the interaction term was larger than the variance explained by year and location which means that yearly fluctuations varied fairly between sites. For *Heteromastus filiformis* the term year explained the largest part of total variance. For this species yearly fluctuations were more important than differences between sites.

Multivariate analysis (cluster analysis, ordination) based on the mean density/biomass per species and per location resulted in groups orientated parallel to the dam. Both density and biomass showed little variation between the groups but the relative dominance of the most important taxa varied significantly along the height gradient.

Cluster analysis based on the mean density per species and per year resulted in a very clear separation of the first five and the last five years caused by the higher density of mainly *Corophium volutator* and for some years Oligochaeta and *Heteromastus filiformis* in the second half of the study period. By the analysis of the biomass this separation didn't show; however the very low biomass of *Heteromastus filiformis* in 1994 and in 1999 determined the separation. The multivariate analysis on all data (n=205) showed that two locations had a different species composition. Both locations were situated south of the dam, near the low-water level. In the beginning of the study period barely species were found on one of those locations, density and biomass were low. This difference is most pronounced at the beginning of the study period and changed after 1994. At the start of the study period *Bathyporeia* sp., a taxon known to be found mostly at sandy, dynamic sites was frequently found on the other location. After 1994 all 5 taxa and especially *Heteromastus filiformis* increased strongly, corresponding with an increase of mud content and sedimentation.

During the monthly campaigns of 1993 and 1994 15 benthos taxa were found on L and R. Only five of those taxa were regularly found on R and six on L. More taxa were found in summer and autumn than in winter and spring. *Nereis diversicolor* and Oligochaeta were the only taxa present year round. *Nereis diversicolor* had the largest biomass and density on the sandy location L, *Heteromastus filiformis* was only found in R and *Pygospio elegans* only in L. Mean density and biomass were significantly higher on location L (14257 individuals/m²; 10.1g AFDW/m²) than on location R (7063 individuals/m²; 3.4g AFDW/m²). Seasonal variations (larger than between-years variations) were seen on both locations with maximum densities in summer and autumn. Maximum values on location L appeared somewhat earlier (July – August) than on location R (September). During winter a clear decrease in abundance was noticed, some species disappeared almost completely (e.g. *Macoma balthica*, *Corophium volutator*). An ordination showed that the sampling months seemed to move through ordination space in a more or less cyclic pattern. These results demonstrate that benthic communities in the brackish part of an estuary show large variations concerning species composition, abundances and biomasses. Those communities don't evolve further

than a pioneer community characterized by opportunistic/tolerant taxa such as *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* and Oligochaeta.

The tidal marsh covers only 7% of the total surface area. Only very limited colonization of the mudflat was observed during the study period. The most important changes in the marsh vegetation were the increase of Reed vegetation and the strong decrease in Sea Couch grass vegetation. This decline was partially related to the extension of the Reed vegetation, but also to the extension of tall herbs and the dike vegetation.

For water birds the Groot Buitenschoor offers food to benthivores, on the mudflats and roost for herbivores on the offshore sand flats. The flood channel is foraging area for piscivores to a certain extent and a small area of Scirpus maritime vegetation is grazed by Greylag goose. Since 1989 no apparent trends were observed in the mean total number of bird days per month. However observed maxima were higher in the last four seasons. The total number of bird-days per season also increased because numbers in late summer were higher. Overall utilization of the Groot Buitenschoor by waterbirds increased during the study period. Some of the trends as observed by VAN DEN BERGH *et al.* (1998) continued: increasing numbers of roosting geese and ducks on the offshore sand flats, but decreasing numbers of migrating waders use the area as a stop-over place. Use of the Groot Buitenschoor by resident and wintering benthivores remains inconstant. However, except for the Common shelduck, most of the species are on the edge of their distribution area in the estuary. These variations might be influenced rather by external conditions than by the habitat quality on the Groot Buitenschoor. During the study period ducks increased their numbers, waders decreased and geese did not show a trend. The most striking changes in the community structure are the dominance of Wigeon (*Anas penelope*) and the increasing presence of the Curlew (*Numenius arquata*). On the other hand Dunlin (*Calidris alpina*) together with some other, less common migrating wader species, decreased in numbers. The carrying capacity of the area for Greylag goose (*Anser anser*) and Wigeon seems to be reached. Diversity indices showed a non significant decline and an apparent seasonal pattern. Species composition of the water bird populations in this transitional zone between the upstream, salt and brackish, Westerschelde and the downstream, oligohaline and freshwater, Zeeschelde is intermediate between both areas. Seasonal patterns are more similar to one area or the other, depending on the species. Since 1989 the international 1% level was exceeded for Greylag goose, and Avocet (Recurvirostra avocetta).

The spatial distribution of waterbirds on the Groot Buitenschoor changed during the study period. Mudflats to the north became more silty and relatively more attractive to Common shelduck and Avocet. The dichotomy of the area south of the dam became more pronounced. The offshore part, which is an extension of the 'Ballastplaat' became more sandy and serves more as a roost for geese and ducks, the landward part silted up and became a more interesting foraging area for Shelduck and Avocet. Waders already foraging in the area remained to do so.

The North Sea container terminal was constructed in 1994 southeast of the Groot Buitenschoor and caused a direct loss of 8ha intertidal area. Besides this direct habitat loss, the construction caused rather local effects on the morphology of the Groot Buitenschoor. However, even with our detailed measurements, the morphological effects are difficult to determine. Some locations south of the dam showed an increase in mud content since 1995. Near the low-water level sedimentation was noticed on 2 locations; one location accreted about 1m (based on topographic measurements) the other about 50cm (sedimentation-erosion plot). Both locations showed an increase in mud content until 1997, the benthic community changed from 1994-1997 with an apparent increase of deposit feeders (*Heteromastus filiformis*, Oligochaeta). After 1998 the communities seemed to return to their initial composition.

Possible effects on the water birds are the temporary absence of moulting Common shelduck (*Tadorna tadorna*), reduced observations of some migrating waders and lower numbers of wintering Dunlins.

Dankwoord
Dank gaat uit naar Patrick Geers voor het uitvoeren van de sedimentanalyses.

Stefan Van Damme van de Universitaire Instelling Antwerpen wordt bedankt voor het ter beschikking stellen van de waterkwaliteitsgegevens ter hoogte van het studiegebied.

Dank ook aan Eddy Rillaerts van het Provinciaal Instituut voor Hygiëne, voor de gegevens met betrekking tot de pollutie van het sediment op het Groot Buitenschoor.

Frank Wagemans en de vrijwilligers van Natuurpunt Antwerpen-Noord worden bedankt voor de telgegevens van de watervogels op het Groot Buitenschoor, voor de extra moeite om aantallen per sector in het gebied te noteren en voor het ter beschikking stellen van fotomateriaal.

1. Inleiding

Een estuarium is de verbinding van één of meerdere rivieren met de zee, het gebied staat dus onder invloed van de getijdenwerking. Het Schelde-estuarium strekt zich uit van Gent tot Vlissingen en kent een totale oppervlakte van 35 528ha. In Europa is dit estuarium nog één van de weinig overgebleven gebieden met een vertakt en omvangrijk getijdensysteem van zout -, brak -en zoetwater (MEIRE *et al.* 1992).

Door hun ligging vormen estuaria vaak uitermate geschikte locaties voor de aanleg van havens en de daaraan gekoppelde industrieterreinen. Het is daarom ook niet toevallig dat 7 van de 10 wereldhavens gelegen zijn aan een estuarium (ECOLAS 1993).

De haven van Antwerpen beslaat een totale oppervlakte van 13 455ha, waarvan 7 655ha gelegen zijn op de rechteroever. Sinds de aanleg van de Berendrechtsluis in 1989 is de rechterscheldeoever volop in ontwikkeling. In 1990 werd de Europa containerterminal in gebruik genomen. Ten gevolge van deze ingreep verdween er zo'n 27.5ha van het Galgeschoor, een natuurgebied dat door een aantal wettelijke beschermingsstatuten wordt beschermd (DEVELTER *et al.* 1987; VAN DEN BERGH *et al.* 1998). In 1997 werd de Noordzee containerterminal in gebruik genomen. Door de aanleg van deze terminal verdween er 8ha slik van het natuurgebied Groot Buitenschoor. De linkeroever is nog volop onderwerp van havenuitbreiding met als belangrijkste punten het Vrasenedok, het voorlopig afgewerkte Verrebroekdok (2000) en het te voltooien Deurganckdok[1] (ANONIEM 2001a).

Door deze en andere ingrepen is de Antwerpse Haven, gelegen in het brakke overgangsgebied van het Schelde-estuarium, uitgegroeid tot één van de grootste in de regio Le Havre – Hamburg. Vooral het containertransport heeft een belangrijke plaats in de ontwikkeling van de Antwerpse Haven. In de periode 1990 tot 2000 kende dit transport een stijging van 69%[1].

Maar ook op ecologisch vlak kent het Schelde-estuarium een uiterst belangrijke functie. Heel de getijdenzone is een zeer dynamisch ecosysteem rijk aan gradiënten in sediment, saliniteit, overstromingsfrequentie en voedselrijkdom. De samenwerking van al deze gradiënten resulteert in een grote diversiteit aan habitats. De vier belangrijkste zijn: geulen, platen, slikken en schorren (PIETERS *et al.* 1991; MEIRE *et al.* 1992).

In het Schelde-estuarium beslaan de schorren ongeveer 3000ha van de totale oppervlakte (5% liggen in het mariene deel, 80% in het brakke deel en de resterende 15% in het zoete deel van het estuarium). Schorren vormen belangrijke broed-, rui-, rust-, en foerageerplaatsen voor vogels, hebben een kinderkamerfunctie voor vis en hyperbenthos en bieden een groeiplaats voor planten.

Slikken zijn belangrijke onderdelen van een estuarium en ontstaan door de nauwe samenwerking van allerlei hydrodynamische processen. Elk slik kan daarenboven nog verscheidene habitats herbergen gaande van modderige vlakken tot zandige megaribbelgebieden. Door deze grote diversiteit vinden verschillende gemeenschappen hun weg naar de slikken. In het Schelde-estuarium bepalen de slikken ruim 8000ha van de totale oppervlakte (VAN DEN BERGH *et al.* 1998; VAN DAMME *et al.* 1999).

De aanwezigheid van deze specifieke habtitats maakt dat tal van organismen het estuarium gebruiken in één of meerdere fasen van hun levenscyclus.

Bodemdieren (=macrozoöbenthos; dit zijn organismen die achterblijven op een zeef met maaswijdte 1mm) vormen een centrale schakel in het estuarine ecosysteem. Doordat ze deel uitmaken van het voedselaanbod van onder andere vissen en vogels, spelen ze een

[1] www.portofantwerp.be

sleutelrol in benthische en pelagische voedselwebben. Macrobenthos beïnvloedt en wordt beïnvloed door de omgeving. Zo zal de aanwezigheid van benthos een effect kennen op het sedimenttransport, doordat het de stabiliteit en erosiegevoeligheid van het sediment beïnvloedt. Anderzijds bepalen omgevingsfactoren (zoutgehalte, overstromingsduur, enz.) welke benthos-gemeenschap zich kan ontwikkelen (YSEBAERT 2000)

Wat betreft de watervogels vormt het Schelde-estuarium een belangrijke schakel in de Oost-Atlantische trekroute en is ze van internationaal belang voor een aantal trekkende en overwinterende watervogelsoorten. Van een aantal soorten maakt minstens 1% van de totale geografische populatie gebruik van het Schelde-estuarium. Een aantal gebieden in het estuarium is dan ook opgenomen in de Ramsarconventie. Verder wordt het estuarium internationaal beschermd door de vogel –en habitatrichtlijn (VAN DEN BERGH *et al.* 1998; YSEBAERT 2000).

Omwille van de complexe dynamiek zijn getijrivieren moeilijk te beheersen. Ingreep-effect relaties kunnen vaak slechts met een beperkte zekerheid ingeschat worden en onverwachte effecten zijn zeer moeilijk te beheersen. Men moet bijgevolg uiterst voorzichtig zijn bij het plannen van ingrepen (BERVOETS *et al.* 1996). Het monitoren van nieuwe situaties moet het mogelijk maken om enerzijds de effecten van de huidige ingreep op te volgen en anderzijds om de verworven kennis te gebruiken wanneer een gelijkaardige ingreep opnieuw wordt gepland.

Biomonitoring vormt daarom een belangrijke basis voor beleidsondersteunend onderzoek maar ook voor fundamenteel onderzoek.

Doordat het benthos een goede indicator is voor stress en vervuiling, vormt het een belangrijk onderdeel van mariene en estuariene monitoring programma's.

Watervogels reageren snel op evoluties in het ecosysteem doordat ze hoog in de voedselketen staan. Ze vormen bovendien een gevoelig onderwerp voor de publieke opinie. De evolutie van hun aantallen is dan ook een waardevolle indicator voor de evaluatie van overheidsinspanningen en -projecten om waterecosystemen te beheren, te beschermen en/of te herstellen (MEIRE *et al.* 1989; MOSER *et al.* 1993; SCOTT & ROSE 1996).

In voorliggend rapport worden de gegevens van 10 jaar monitoring op het Groot Buitenschoor verwerkt. Daarnaast wordt getracht om de impact van de bouw en in gebruikname van de Noordzee containerterminal te evalueren.

Het rapport is opgebouwd uit 4 luiken:

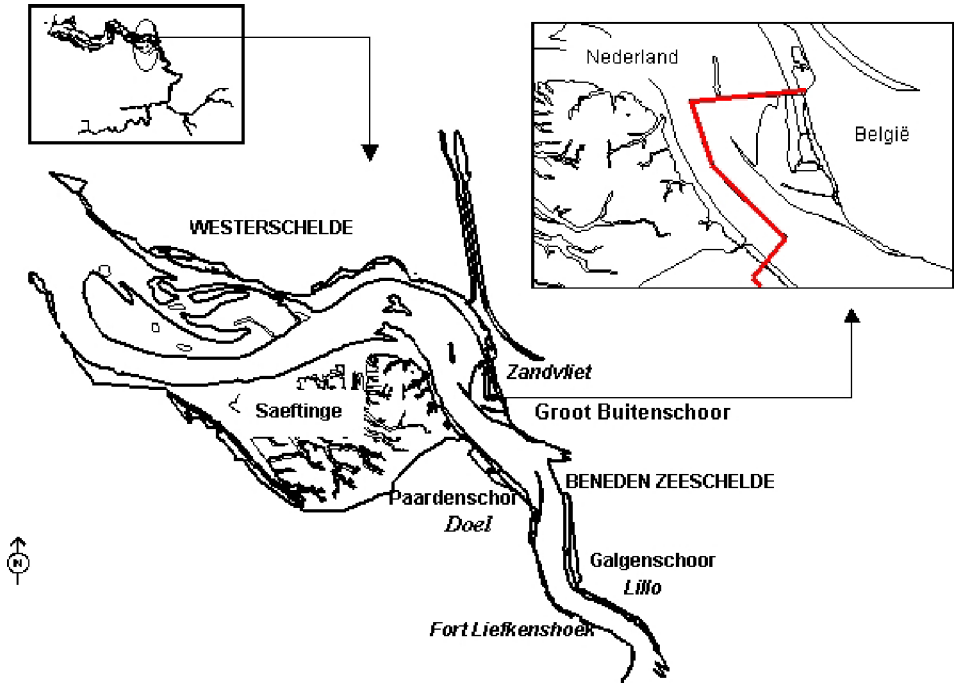
- De **beschrijving van het studiegebied** (hoofdstuk 2). Naast een aantal algemene kenmerken van het Groot Buitenschoor (juridische beschermingen, getij en stromingen, vegetatie enz.) wordt er meer specifiek iets verteld over de ligging van de locaties, gebruikt voor benthos -en sedimentbemonstering.
- Verwerking van een aantal **abiotische karakteristieken** zoals de waterkwaliteit (hoofdstuk 3) en de sedimentkarakteristieken (hoofdstuk 4).
- **Resultaten** van 10 jaar biomonitoring: **benthos** (hoofdstuk 5) en **avifauna** (hoofdstuk 6). In hoofdstuk 5 wordt naar patronen gezocht in aantallen, densiteit en biomassa, dit zowel voor de volledige studieperiode als voor de jaren en locaties afzonderlijk. Daarnaast wordt voor bepaalde soorten de relatie gezocht met een aantal parameters die beschreven worden in hoofdstukken 3 en 4. Hoofdstuk 6 behandelt de watervogelgegevens van het Groot Buitenschoor, en dit voor de periode april 1989 – maart 2002. Seizoenale en meerjarige trends in het aantalsverloop van watervogels werden onderzocht en gerelateerd aan het voorkomen van het benthos.
- In een laatste luik (hoofdstuk 7) worden de waargenomen **effecten** van de bouw en

exploitatie van de Noordzee containerterminal beschreven zoals ze voorspeld werden in het MER. Vervolgens wordt getracht om na te gaan in hoeverre de voorspelde effecten hebben opgetreden.

2. Beschrijving van het studiegebied

Het Groot Buitenschoor is gelegen langs de Beneden Zeeschelde, op het grondgebied van de gemeente Zandvliet, aan de rechter–scheldeoever, nabij de Belgisch-Nederlandse grens. Hier gaat het Schelde-estuarium van een systeem gekenmerkt door één geul over in een meergeulenstelstel, gekenmerkt door ebgeulen en vloedscharen.

Ten zuiden wordt het gebied begrensd door de Noordzee containerterminal, ten noorden gaat het gebied over in de slikken en schorren van Ossendrecht (Nederlands grondgebied). In het oosten wordt het gebied afgebakend door een dijk met daarachter de Scheldelaan en het industrieterrein van BASF. Ten westen gaat het over in de Schelde en de ebgeul van Rilland (kaart 2-1, 2-3).



Kaart 2-1: Situering van het studiegebied.

Map 2-1: Map of the study area.

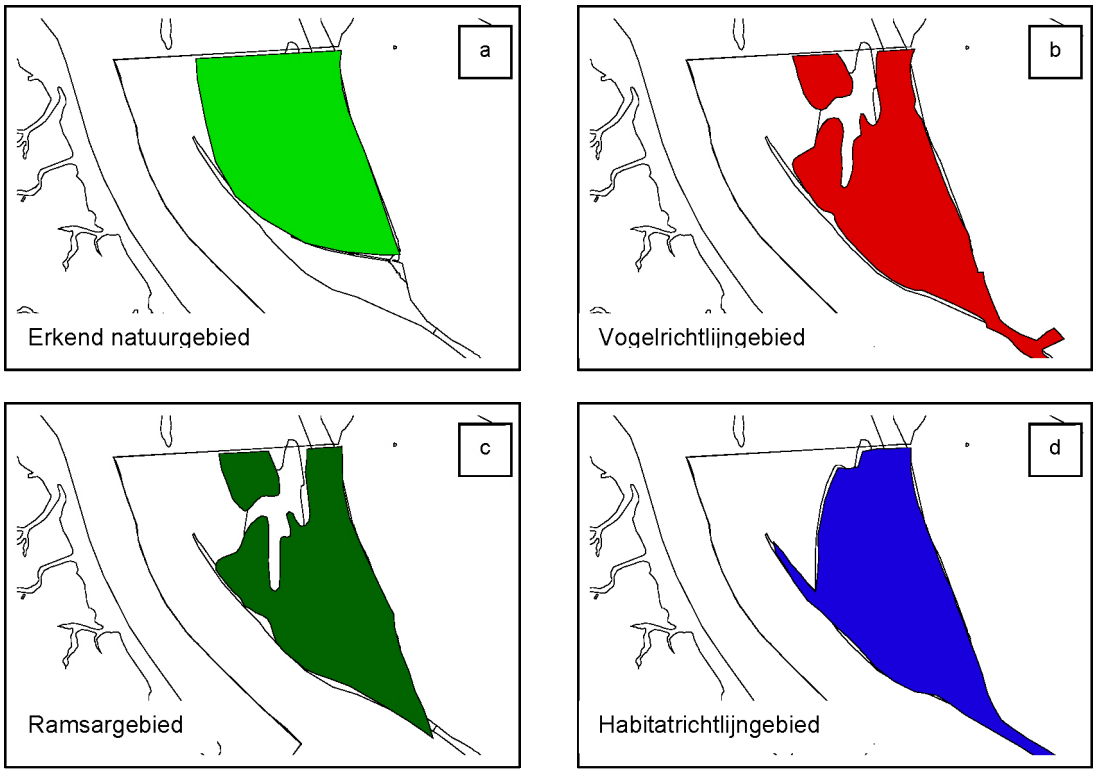
Het gebied beschrijft een oppervlakte van 216ha en is hiermee het grootste brakwatergebied op Belgisch grondgebied. Het strekt zich uit over een lengte van ± 2.3km, met een maximale breedte van 1200m. De huidige 216ha bestaan uit ± 150ha slik en slechts 15ha schor. De rest wordt ingenomen door de Appelzak vloedschaar.

2.1. Juridische bescherming

Het Groot Buitenschoor wordt op het gewestplan ingekleurd als natuurreservaat of natuurgebied met wetenschappelijke waarde (R –gebied). Daarnaast wordt het beschermd door een aantal nationale en internationale bepalingen (kaart 2-2) (VAN DEN BERGH *et al.* 1998):

- 1985: Erkenning als natuurreservaat. Het gebied is eigendom van AWZ afdeling Zeeschelde, en wordt sedert september 1980 beheerd door de Belgische Natuur –en Vogelreservaten v.z.w. (nu Natuurpunt).
- 1985: Rangschikking als landschap. Het gebied maakt deel uit van het grensoverschrijdend landschap Saeftinghe-Galgeschoor.
- 1987: Erkenning als watervogelgebied van internationale betekenis (Conventie van Ramsar), samen met de twee overige grote brakwatergebieden van de Zeeschelde, het Galgenschoor en het Schor van Ouden Doel.

- 1988: Aanduiding als Europees vogelrichtlijngebied. Het gebied maakt deel uit van de "Schorren en polders van de Beneden Schelde". Het Galgenschoor en het Schor van Oude Doel maken tevens deel uit van dit vogelrichtlijngebied. Dit is een speciale zone met betrekking tot het behoud van de vogelstand.
- 1992: Het gebied wordt naar voor gedragen als Europees habitatrichtlijngebied, als onderdeel van het volledige getijdengebied van de Zeeschelde. Het volledige getijdengebied werd voorgesteld als habitatrichtlijngebied vanwege het unieke en waardevolle karakter van de volledige estuariene gradiënt met zijn typische habitats.



Kaart 2-2: Bestemmingen van het Groot Buitenschoor: a) Natuurgebied, b) Vogelrichtlijngebied, c) Ramsargebied en d) Habitatrichtlijngebied.

Map 2-2: Administrative boundaries of the Groot Buitenschoor: a) Nature reserve, b) European Bird directive area, c) Ramsar site and d) European Habitat directive area.

2.2. Getij en stromingen

Het Schelde-estuarium is een 'macrotidal' estuarium, dit is een estuarium met een tijverschil groter dan 4 meter. In de Beneden-Zeeschelde is het tijverschil relatief groot in vergelijking tot de waterdiepte, de verhouding tussen beide grootheden bedraagt ongeveer 0.3. Het gemiddeld tijverschil te Prosperpolder (tijpost t.h.v. de Belgisch/Nederlandse grens) voor de periode 1981-1990 bedroeg 4.94m (doodtij: 4.02m; springtij: 5.64m) (CLAESSENS & MEYVIS 1994).

De stroming in de Beneden-Zeeschelde is sterk plaats- en tijdsafhankelijk. Zo concentreert de stroming zich bij eb vooral in de ebgeulen, bij vloed is de stroming meer gelijkmatig over de sectie verdeeld, met de maximale stroming in de vloedschaar.

Ter hoogte van het Groot Buitenschoor zijn de stroomsnelheden bij vloed hoger dan de stroomsnelheden bij eb. Op basis van een 3D hydrodynamisch model voor de Beneden-Zeeschelde werden bij springtij vloed stroomsnelheden waargenomen tot maximaal 0.5-0.6m.s^{-1} op de slikken van het Groot Buitenschoor (FETTWEIS *et al.* 1997). Op de Ballastplaat bedroegen deze zelfs 0.7m.s^{-1}. Ten noorden van de strekdam werden veel hogere snelheden waargenomen dan ten zuiden van de strekdam. Modelberekeningen bij eb

toonden stroomsnelheden tot 0.4m.s^{-1}. Maximale stroomsnelheden bij doodtij zijn 15-40% lager dan bij springtij.

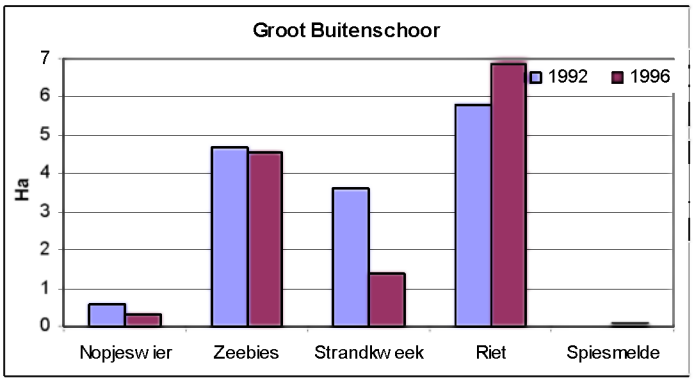
2.3. Geomorfologische kenmerken van het studiegebied

Het Groot Buitenschoor bestaat grotendeels uit slikken die naar de dijk toe geleidelijk overgaan in een smalle strook schor. Het slik wordt gekenmerkt door een zwakke hellingsgraad (behalve enkele tientallen meters nabij de laagwaterlijn die veel steiler zijn) en is relatief hoog gelegen (de gemiddelde hoogteligging bedraagt 3.3m T.A.W.). De hoogteligging van het slik voor het Galgeschoor is duidelijk lager (1.5m T.A.W.). Op het Groot Buitenschoor zijn er geen schorrandverdedigingen aangebracht zodat de overgang van slik naar schor nog natuurlijk verloopt. Het schor is relatief jong en is ontstaan na de inpoldering van de Nieuw Westlandpolder (zie ook 2.5.) (HOFFMANN 1993). De Ballastplaat is voor het grootste deel gescheiden van het slikkegebied door de uitlopers van de Appelzak vloedschaar. Deze plaat kenmerkt zich door een aantal megaribbels. Het hoogteverschil kan tot 2 meter bedragen. Hoe hoger de ribbels, hoe dynamischer het gebied (ECOLAS 1993).

2.4. De vegetatie van het Groot Buitenschoor

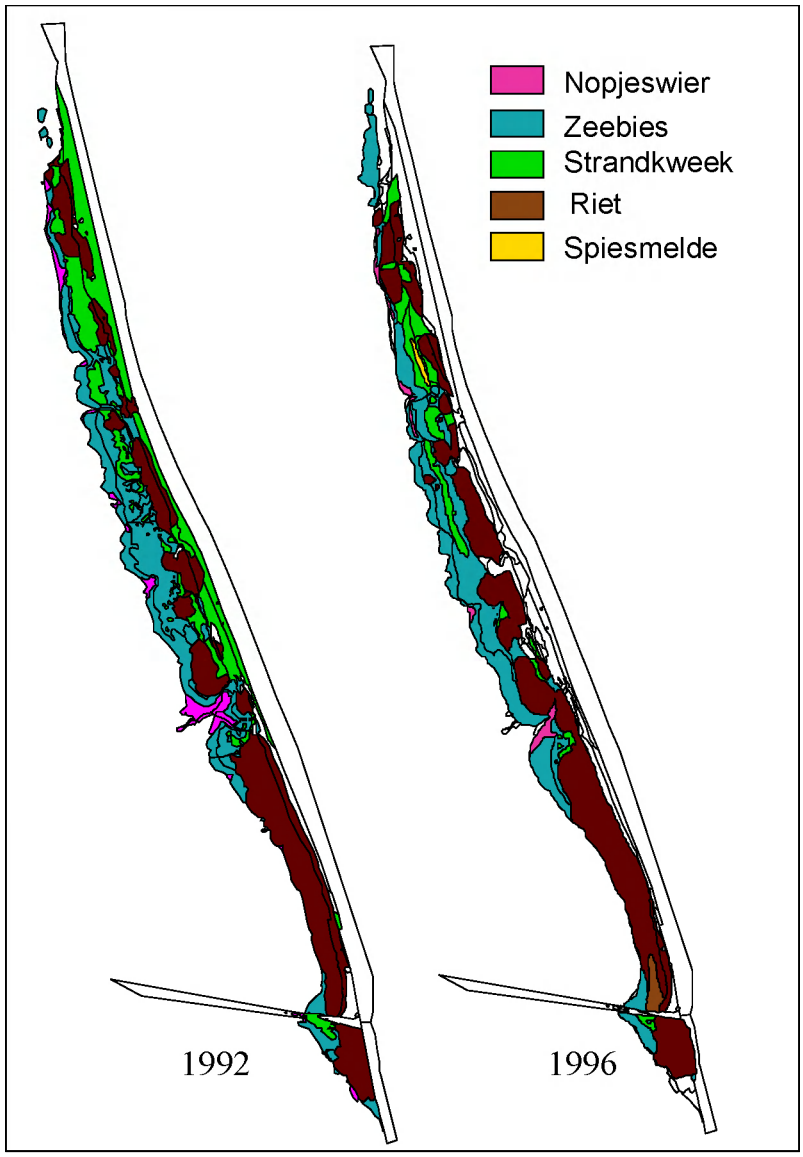
De plantengemeenschappen op brakke schorren zijn relatief soortenarm met een sterke dominantie van één soort. Gezien de geleidelijke overgang van slik naar schor op het Groot Buitenschoor zou het schor nog op natuurlijke wijze kunnen aangroeien. Sinds haar ontstaan is het echter enkel een weinig uitgebreid aan de noordrand en in de ondiepe geulen waar een zeebies randzone waar te nemen is.

De evolutie van de schorvegetatie kan voor de periode 1992-1996 geëvalueerd worden aan de hand van twee vegetatiekarteringen (HOFFMANN 1993; VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.). De opvallendste wijzigingen waren een afname van het totale schoroppervlak (van 14.73ha in 1992 naar 13.20ha in 1996), een toename van Rietvegetaties en een sterke afname van Strandkweekvegetaties. De afname van de Strandkweekvegetaties was deels te wijten aan de uitbreiding van rietvegetaties maar ook, vooral tegen de dijk, aan de uitbreiding van ruigtekruiden en een verder uitgroeiende dijkvegetatie. Dit verklaart ook de afname van het totale schoroppervlak. Zeebies werd aan landzijde vervangen door Riet, maar breidde elders uit ten koste van Nopjeswier. Aan de noordrand groeide Zeebies verder uit op delen die in 1992 nog slik waren (figuur 2-1 en 2-2).



Figuur 2-1: Vergelijking van de oppervlakte van de belangrijkste vegetatietypen in 1992 en 1996 op het Groot Buitenschoor (VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.).

Figure 2-1: A comparison of the surface area for the most common vegetation types on the tidal marsh of the Groot Buitenschoor (VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.).



Figuur 2-2: Vegetatiekaart van het schor op het Groot Buitenschoor in 1992 en 1996 (naar HOFFMANN 1993 en VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.).

Figure 2-2: Vegetationmap of the tidal marsh on the Groot Buitenschoor in 1992 and 1996 (after HOFFMANN 1993 and VANALLEMEERSCH *et al.* in prep.).

Tot 2000 was er op het schor nooit enige vorm van beheer en evolueerde de vegetatie, volgens de te verwachten successie op brakke schorren, naar monotone soortenarme strandkweek en rietvegetaties (CRIEL *et al.* 1999). Sinds 2000 is er een begrazingsproject met schapen gestart, met als doel de successie terug te schroeven naar meer soortenrijke zilte graslandvegetaties. Meer variatie in de vegetatie biedt immers ook broedbiotoop aan een groter aantal broedvogels. Een eerste survey tijdens het voorjaar 2002 leverde alvast een gevarieerde soortenlijst op voor de planten op de begraasde gedeelten.

2.5. Ingrepen in het studiegebied

In de vroege middeleeuwen stroomde de Schelde via de Oosterschelde naar zee. De Honte (het westelijk deel van de huidige Westerschelde) was slechts een zijvertakking maar verwijdde steeds meer, waardoor de Oosterschelde als afvoer van het Scheldewater steeds een minder belangrijke rol begon te spelen. Waar Honte en Oosterschelde elkaar ontmoetten, ter hoogte van Borssele, kwam het water tot stilstand en werd zand en slib afgezet. Geleidelijk aan slibde de Oosterschelde dicht. In 1846 werd gestart met de aanleg van de Kreekrakdam. Toen deze dam in 1867 werd voltooid, ontstond er een definitieve

afsluiting tussen de Oosterschelde en de Westerschelde. Vanaf dat moment watert de Schelde volledig af via de Westerschelde (ANTROP & VAN DER REEST 2001).

In de 19e eeuw lag tussen Bath en Zandvliet een slik –en schorgebied met een oppervlakte van 2500 ha. Tegen de Kreekrakdam aan begonnen zich stilaan schorren te ontwikkelen die dan op hun beurt werden ingepolderd (MEIRE *et al.* 1990). In de periode 1884 –1923 werd 877 ha ingepolderd.

In 1942 werd de Nieuw Westlandpolder ingedijkt waardoor de oppervlakte aan slik en schor reduceerde van 820 tot 220ha. Door de aanleg van de Zandvlietsluis in 1967 werden het Groot Buitenschoor en het Galgenschoor van elkaar gescheiden. De wig tussen deze twee gebieden werd groter door een aantal antropogene ingrepen: bouw Berendrechtsluis (1989), aanleg van de Europa containerterminal (1987) en de aanleg van de Noordzee containerterminal (1994) (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). De aanleg van de Noordzee containerterminal was een antwoord op de toenemende groei van het containervervoer. Uit modellen was namelijk gebleken dat de maximale capaciteit van de Europa terminal zou worden bereikt in 1995. De constructie van de terminal is gestart in april 1994 en in 1996 was de terminal volledig afgewerkt. Tabel 2-1 schetst het verloop van de werkzaamheden (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). De effecten van de bouw en ingebruikname van de Noordzee containerterminal worden toegelicht in hoofdstuk 7.

Tabel 2-1: Overzicht van de werkzaamheden aan de Noordzee containerterminal (naar VAN DEN BERGH *et al.* 1998).

Table 2-1: Time schedule of the construction works for the North Sea container terminal (VAN DEN BERGH *et al.* 1998).

Activiteiten	1994	1995	1996
	a m j j a s o n d	j f m a m j j a s o n d	j
Heiwerken bij het plaatsen van de tijdelijke beschermwand			
Heien buispalen met damplanken voorwand (stroomafwaarts)			
Heien definitieve combiwand (stroomafwaarts)			
Steenbestorting op definitieve gronddijk aansluitend op Scheldedijk (stroomafwaarts)			
Heiwerken buispalen van de ankerwand (niet permanent)			
Heien definitieve combiwand en tijdelijke beschermwand (stroomopwaarts)			

Op 1 december 1964 werd de Nieuwland polder (grenzend aan het Groot Buitenschoor, ten zuiden van de Nieuw Westlandpolder) aangekocht door BASF. De productie van het chemisch bedrijf is in 1967 gestart. De vesting te Antwerpen heeft ruim 3000 werknemers en is uitgegroeid tot de tweede grootste binnen de BASF groep[1]. Tijdens de werken voor de Noordzee containerterminal heeft BASF zijn effluentenleiding verplaatst[2] (1995), hetgeen een tijdelijke verstoring van het gebied met zich meebracht.

In 1967 werd op het Groot Buitenschoor een leidam aangelegd. Samen met de leidam van de Schaar van Ouden Doel is deze strekdam de enige realisatie van het 'normalisatieplan Westerschelde' om de aanzandingen te leiden en zo de geul van Rilland vrij te houden (PIETERS *et al.* 1991).

[1] www.basf.com
[2] Schriftelijke mededeling door Versweyveld S. (16/02/2001)

2.6. Baggerwerkzaamheden in de Beneden Zeeschelde

Naast directe ingrepen in het studiegebied zelf hebben baggerwerkzaamheden in de vaargeul en baggerstortingen in de nevengeulen mogelijks invloed op de sedimenthuishouding van het gebied. De natuurlijke dieptes in het Schelde-estuarium zijn onvoldoende om een vrije scheepvaart te kunnen waarborgen. De geschiedenis van de baggerwerkzaamheden gaat terug tot het begin van deze eeuw (voor een gedetailleerd overzicht: IMDC 2001). In de periode 1991-2000 werd gemiddeld 2.3 miljoen m³ specie per jaar gebaggerd in de Beneden-Zeeschelde (onderhoudsbaggerwerken), waarvan gemiddeld 1.1 miljoen m³ specie per jaar ter hoogte van de Drempel van Zandvliet. De gestorte hoeveelheden baggerspecie bedroeg in 1991-2000 gemiddeld 2.3 miljoen m³ specie per jaar in de Beneden-Zeeschelde, waarvan 1.7 miljoen m³ specie ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel. Ter hoogte van de Schaar van Oude Doel gaat het voornamelijk om het terugstorten van zandige specie.

Tussen jaren kunnen grote variaties optreden in de bagger- en storthoeveelheden. De laatste jaren wordt meer en meer slibrijke specie gebaggerd (oa. op de Drempel van Zandvliet) tijdens de onderhoudsbaggerwerken in de Beneden-Zeeschelde.

2.7. Bemonsteringslocaties op het Groot Buitenschoor

Ten behoeve van een aantal onderzoeken werden verschillende meetpunten geselecteerd op het Groot Buitenschoor.

Op 24 locaties werd in de periode 1990-1999 jaarlijks het macrobenthos en het sediment bemonsterd (kaart 2-3). Deze locaties werden éénmalig geselecteerd en oriënteerden zich grotendeels op transecten gaande van de schorrand naar de laagwaterlijn ("stratified random"). Als herkenningspunt werd per locatie een paal in het slik aangebracht.

Zes locaties situeerden zich ten zuiden van de strekdam, 15 locaties ten noorden ervan en drie locaties op de Ballastplaat (locaties 15, 16 en 17). De maximum afstand tussen twee locaties bedraagt ongeveer 2920 meter (locatie 1-17). Locaties 12 en 13 liggen het dichtst bij elkaar (op circa 32m). Een tabel met benaderende afstanden kan worden teruggevonden in bijlage II-1.

Twee locaties (L en R) werden daarenboven gedurende meerdere jaren maandelijks bemonsterd, en gaven meer gedetailleerde informatie in verband met seizoenale fluctuaties en de populatiedynamiek van een aantal dominante soorten (zie ook 5.4.).

Sedimentatie-erosie metingen werden gestart in 1993 op vier locaties: 5 en L ten zuiden van de strekdam, 6 en R ten noorden van de strekdam. De metingen gebeurden in principe maandelijks. Deze locaties worden op kaart 2-3 omcirkeld. Voor de resultaten wordt verwezen naar 4.3.

De specifieke bemonsteringsmethodes voor deze verschillende onderzoeken worden behandeld in de desbetreffende hoofdstukken.



Kaart 2-3: Situering van de 24 bemonsterde locaties (benthos en sedimentsamenstelling). De 4 locaties waar de sedimentatie/erosie processen werden opgevolgd zijn omcirkeld (locaties 5, 6, R en L). De strekdam, Scheldedijk en de Noordzee containerterminal worden eveneens aangeduid.

Map 2-3: Location of the 24 sample sites (benthos and sediment composition). Sedimentation/erosion processes were followed on the 4 encircled locations (locations 5, 6, R and L). The dam, riverbank and the North Sea container terminal are also marked on the map.

In 1991 werden de x-, y-, en z-coördinaten van de locaties opgemeten met een theodoliet. In april 2002 werden opnieuw de x en y coördinaten bepaald met een GPS, de z-coördinaten werden bepaald met een niveaumeter (tabel 2-2). Bij het plotten van de coördinaten bleek echter dat locaties 8, 14, 18, 19 en 22 niet consequent op dezelfde plaats werden bemonsterd. In de loop der jaren zijn een aantal paaltjes verdwenen, onder andere ten gevolge van de getijdenwerking. Deze paaltjes werden vervangen maar blijkbaar niet exact op dezelfde plaats als de oorspronkelijke.

Tabel 2-2: Hoogteligging (in m T.A.W.) van een aantal locaties, opgemeten in 1991 en in 2002. De locaties met een opvallend verschil in hoogteligging worden in het vet weergegeven.

Table 2-2: Altitude (in m T.A.W.) of a number of locations, measured in 1991 and in 2002. Those locations with a remarkable difference in height are marked bold.

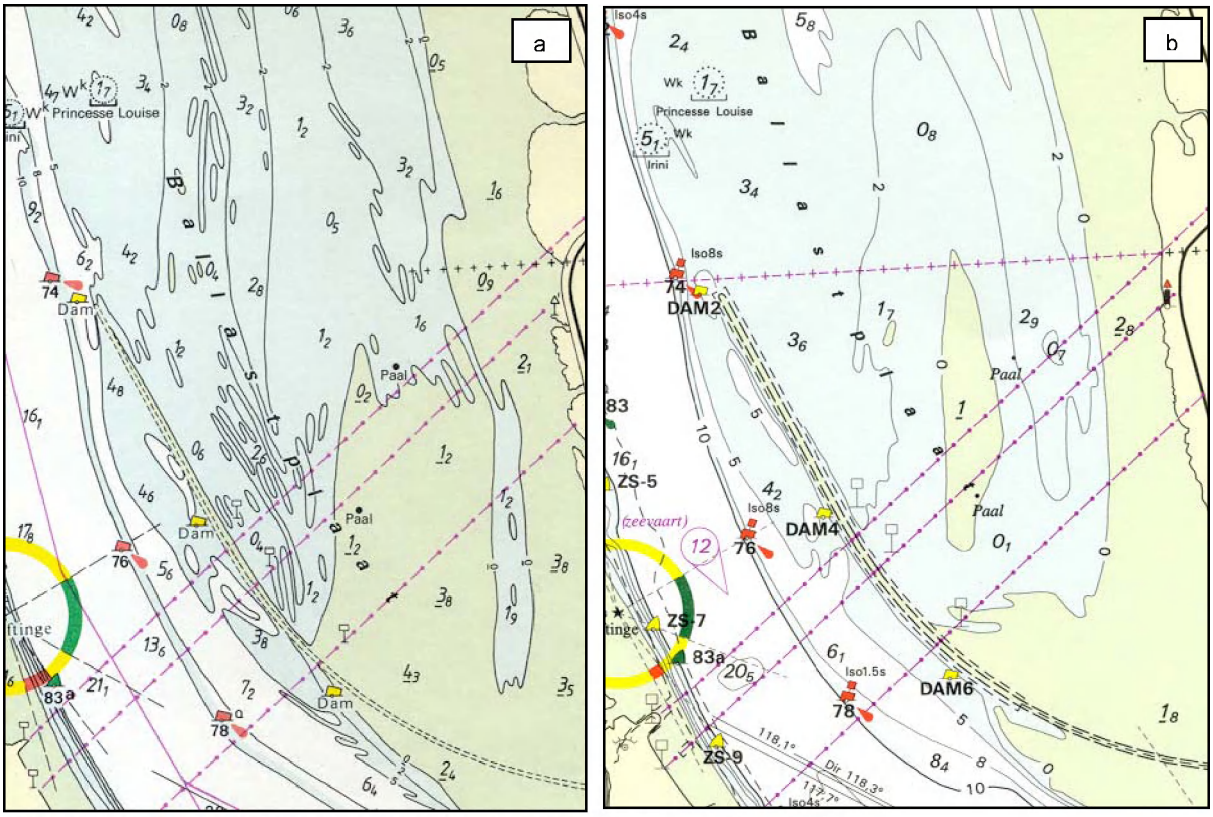
Locatie	Hoogte 1991 (m T.A.W.)	Hoogte 2002 (m T.A.W.)	Locatie	Hoogte 1991 (m T.A.W.)	Hoogte 2002 (m T.A.W.)
1	**1.8**	**2.6**	12	4.0	4.0
2	2.8	2.8	13	4.0	3.8
3	4.3	4.5	**14**	**2.0**	**3.5**
4	3.7	3.7	15	2.2	2.1
5	1.9	2.0	**18**	**3.8**	**3.0**
6	4.5	4.7	**19**	**1.5**	**2.5**
7	3.4	3.2	20	4.4	4.5
8	4.5	4.8	21	4.1	4.2
9	3.8	3.7	**22**	**2.1**	**3.7**
10	4.4	4.4	L	3.9	4.1
11	3.0	3.0	R	3.8	3.7

De hoogteligging van locaties 14, 18, 19 en 22 varieerde opvallend tussen 1991 en 2002. Door de verschuiving van de punten kan echter niet achterhaald worden of deze verschillen het gevolg zijn van sedimentatie/erosie processen.

Tussen 1991 en 2002 varieerde de hoogteligging voor het overige weinig, het gemiddeld verschil in hoogteligging bedroeg 0.3m. Het kleinste verschil tussen beide hoogtemetingen bedroeg 0.1m en werd opgetekend bij locaties 5, 9, 15, 20, 21 en R. Op locatie 1 trad er tussen 1991 en 2002 een maximale sedimentatie op van 0.8m.

Bij de verwerking van de gegevens werd geen rekening gehouden met de verschuiving van locaties 8, 14, 18, 19 en 22.

Op de lodingskaarten (1988 en 2001) is duidelijk te zien dat de Ballastplaat steeds meer lager komt te liggen. Voor de bemonsterde locaties betekent dit dat locaties 16 en 17 niet meer droog liggen bij laag water. Op de kaart van 2001 is ook te zien dat ten zuidwesten van de leidam een geul gevormd is (kaart 2-4).



Kaart 2-4: Vergelijking van de lodingskaart van het studiegebied. a:1988; b:2001.

Map 2-4: Soundingmap of the study area. a:1988; b:2001.

3. Waterkwaliteit

Verschillende instanties meten de waterkwaliteit ter hoogte van de Belgisch/Nederlandse grens, waaronder het Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek (NIOO-CEMO), de Universitaire Instelling Antwerpen – Instituut voor Natuurbehoud (sinds 1995), en het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) (zie oa. VAN DAMME *et al.* 1999). Door het RIKZ worden sedert 1988 tweewekelijks een aantal parameters opgemeten ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens (Schaar van Oude Doel, gelegen ter hoogte van het Groot Buitenschoor). Bij het verzamelen van deze gegevens werd steeds rekening gehouden met het tij. Uit deze dataset werden voor een aantal relevante parameters de gegevens geselecteerd voor de periode 1990 - 2000.

3.1. Temperatuur

Het temperatuursverloop vertoont een uitgesproken seizoenaal patroon. Wanneer de hele periode in rekening wordt gebracht, bedraagt de gemiddelde watertemperatuur 13,8°C. De minimum temperatuur werd gemeten in januari 1997 (0,9°C), de maximum temperatuur bedroeg 24,7°C in augustus 1997 (figuur 3-1).

3.2. Chloridegehalte en saliniteit

De saliniteit is de hoeveelheid zouten opgelost in water. Bij metingen wordt dikwijls het chloridegehalte gemeten aangezien deze stof gemakkelijk detecteerbaar is. Er wordt dan aangenomen dat de samenstelling van de zouten niet verandert. De relatie tussen saliniteit en chloridegehalte is S = 0.03 + 1.8053Cl. Het chloridegehalte (mg Cl^-/l) heeft een grote invloed op de geleidbaarheid van het water. De gemiddelde concentratie voor de periode 1990-2000 bedraagt 4210mg/l ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens. Het Groot Buitenschoor situeert zich voornamelijk in de mesohaliene zone (tabel 3-1), maar elk jaar bevindt het studiegebied zich gedurende een bepaalde periode in de oligohaliene zone. Vooral in 2000 is de chlorideconcentratie gemiddeld duidelijk lager. In januari 1994 bedraagt de concentratie slechts 258mg/l, en bevindt het gebied zich zelfs in de limnetische zone (figuur 3-1).

Tabel 3-1: Opdeling in verschillende categorieën op basis van het chloridegehalte (mg/l) – en de saliniteit (psu) (MCLUSKY 1993).

Table 3-1: Classification based on the chloride concentration (mg/l) and on the salinity (psu) (MCLUSKY 1993).

Categorie	Chloridegehalte (mg Cl^-/l)	Saliniteit (psu)
Limnetisch	< 300	< 0.5
Oligohalien	300 – 3 000	0.5 –5
Mesohalien	3 000 – 11 000	5 –18
Polyhalien	11 000 – 18 500	18 – 30

Het verloop van het chloridegehalte is seizoensgebonden. Dit komt doordat de Schelde en haar bijrivieren voornamelijk regenrivieren zijn. De hoeveelheid water die wordt afgevoerd is afhankelijk van de hoeveelheid neerslag, de verdamping en ook van het gevoerde (afvoer)beleid (SCHELDE INFORMATIE CENTRUM 1999). In de winterperiode is er een verhoogde afvoer, waardoor het chloridegehalte afneemt (figuur 3-1). Vooral de winters van 1994, 1995, 1999 en 2000 worden gekenmerkt door een langdurige periode met lage zoutgehaltes. Gedurende het voorjaar neemt de concentratie toe totdat deze een maximum bereikt in de late zomer of begin van het najaar. De maximale chloriniteit werd opgetekend in augustus 1990 (8880mg/l).

Naast een duidelijk seizoensgebonden variatie in chloridegehalte, afhankelijk van de bovenafvoer van de Schelde, is er ook een duidelijke variatie onder invloed van het getij. Bij springtij bedraagt het saliniteitsverschil ter hoogte van Prosperpolder (verschil tussen maximale en minimale saliniteit binnen één getij) 2500 –3500mg/l; tijdens doodtij is dit heel wat lager (IMDC 2001).

3.3. Het zuurstofgehalte

De gemiddelde zuurstofconcentratie bedraagt 4,60mg/l. De laagste waarde (0,5mg/l) werd gemeten in maart 1991 en in september 1996. De maximale concentratie werd opgetekend in januari 1997 (11,2mg/l). De zuurstofconcentratie schommelt zeer sterk tussen de jaren, maar ook binnen 1 jaar. Zo bedraagt in juni 1994 de minimum concentratie 0,8mg/l, de maximumwaarde voor dat jaar is 10,9mg/l (januari). Het seizoenaal patroon is minder duidelijk, maar algemeen kan wel worden gesteld dat de zuurstofconcentratie in de zomer lager is dan in de winterperiode.

De basismilieukwaliteitsnorm voor oppervlaktewateren wordt zelden gehaald. Slechts 27,78% van de waarnemingen haalt een minimale zuurstofconcentratie van 5,5mg/l (figuur 2-1) (AMINAL 1995). Wel wordt over de volledige periode van tien jaar een lichte stijging in het zuurstofgehalte waargenomen. In figuur 3-1 is de toename van de zuurstofconcentratie niet echt duidelijk. Wanneer echter de jaargemiddelden worden uitgezet, wordt duidelijk dat de gemiddelde zuurstofconcentratie de laatste 10 jaar is toegenomen (figuur 3-3). Wanneer deze resultaten worden gesitueerd t.o.v. gegevens van een langere periode, blijkt dat deze stijging werd ingezet in 1975 (figuur 3-4). Ten gevolge van deze zuurstofverbetering is er de voorbije 25 jaar een dalende trend waar te nemen wat betreft de ammoniumconcentratie in het Schelde –estuarium (VAN DAMME *et al.* 1999).

3.4. Zwevende stof en zichtbaarheid

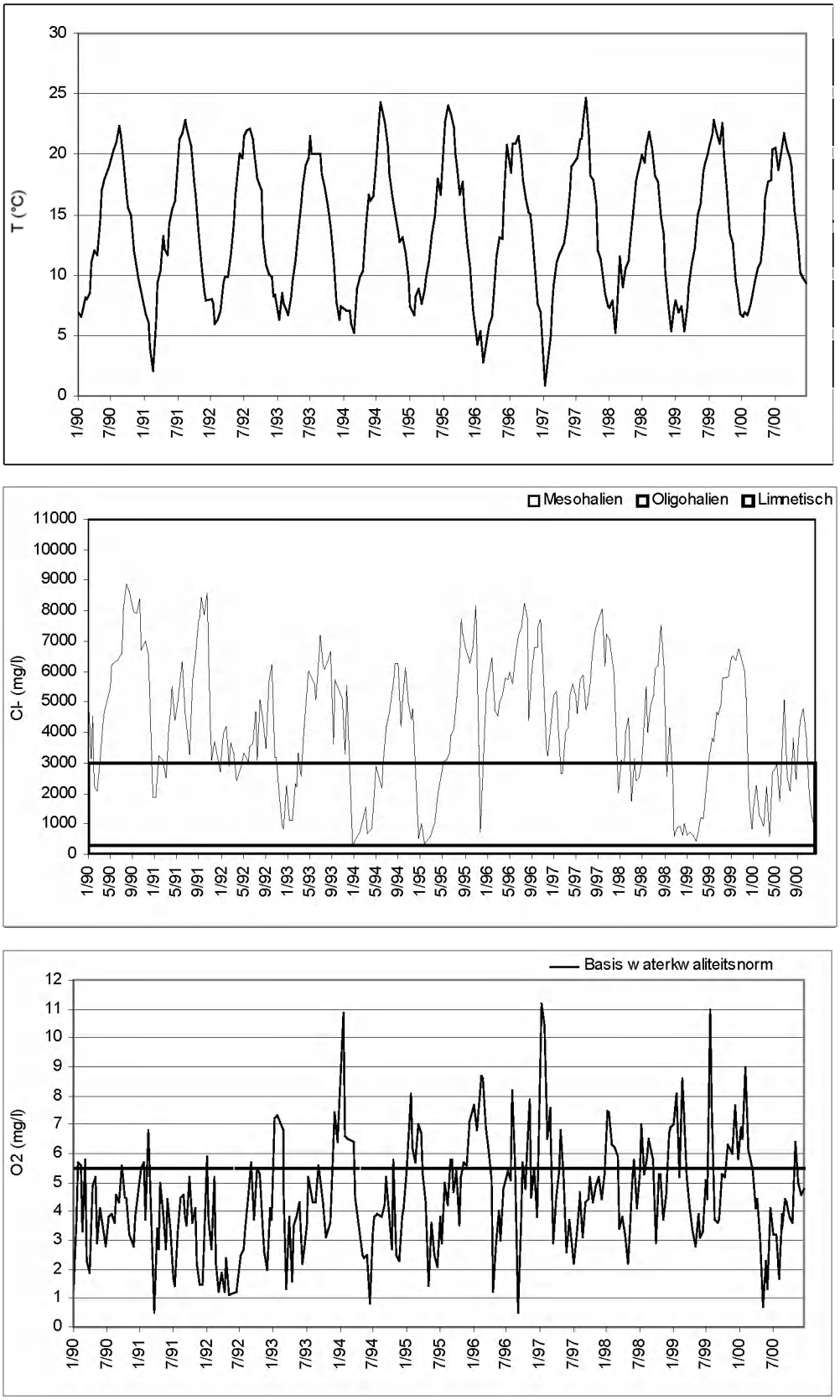
Zwevende stof bestaat uit fijn particulair materiaal van anorganische of organische oorsprong, en kan onder andere gehanteerd worden als maat voor de troebelheid van het water. De verspreiding van dit materiaal wordt in belangrijke mate bepaald door :

- Processen ten gevolge van de bovenafvoer van de rivier, getijbeweging en stroomsnelheden.
- Processen ten gevolge van chemische en biologische oorzaken.
- Processen ten gevolge van antropogene ingrepen (bijvoorbeeld baggerwerken).

De eerste twee processen leiden er toe dat in meso- en macrotidal estuaria een zone met hogere slibconcentraties voorkomt. Een voorwaarde voor de vorming van een turbiditeitsmaximum is dat de stroomsnelheden voldoende groot zijn om slib in suspensie te houden. Het turbiditeitsmaximum is gewoonlijk gelegen aan het opwaartse einde van de zoutindringing. Bij hoge bovenafvoeren bevindt het turbiditeitsmaximum zich dan ook ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens.

Ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens werd de laagste concentratie zwevende stof in de periode 1990-2000 gemeten in december 1997 (5,9mg/l), de hoogste in november 1991 (490mg/l). Ondanks de afwezigheid van een duidelijk seizoenaal patroon, kan gesteld worden dat de concentratie in de winter hoger is dan in de zomer (figuur 3-2).

Het zwevend stof gehalte is bepalend voor het lichtklimaat onder water. Een hoge concentratie resulteert doorgaans in een lage zichtbaarheid (VAN DAMME *et al.* 1999). Hetgeen ook wordt bevestigd door de significante negatieve correlatie die wordt aangetoond tussen beide parameters (Spearman $r = -0.29$, $p < 0.001$). Naar het einde toe nemen voor zowel de zichtbaarheid als voor het zwevend stof gehalte de schommelingen af (figuur 3-2).



Figuur 3-1: Verloop van de temperatuur, het chloridegehalte en de zuurstofconcentratie ter hoogte van de Schaar van Oude Doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ.

Figure 3-1: Temperature, chloride and oxygen concentrations near the "Schaar van Oude Doel" (period 1990-2000). Data: RIKZ.

3.5. Stikstof verbindingen

Het ammoniumgehalte vertoont een duidelijk seizoenaal patroon. In de winter zijn de concentraties doorgaans hoger dan in de zomer (figuur 3-2).

Indien er voldoende zuurstof aanwezig is, wordt ammonium omgezet naar nitraat (nitrificatie). Maar in de winter vallen vele reinigende processen stil door de lage temperaturen, dit leidt tot accumulatie van nutriënten. Dit uit zich in hoge winterconcentraties van NO_3NO_2 en NH_4.

Binnen de studieperiode van dit project is de gemiddelde ammoniumconcentratie sterk afgenomen (figuur 3-3). Keerzijde is dat het gevormde nitraat door de aanwezigheid van zuurstof niet verder wordt omgezet naar o.a. stikstofgas (d.i. denitrificatie). Dus ondanks de verbeterde zuurstofconcentratie, blijft de stikstofvracht groot. Dit fenomeen staat eveneens gekend onder de term “de paradox van het Schelde –estuarium” (VAN DAMME *et al.* 1999).

3.6. Chlorofyl a

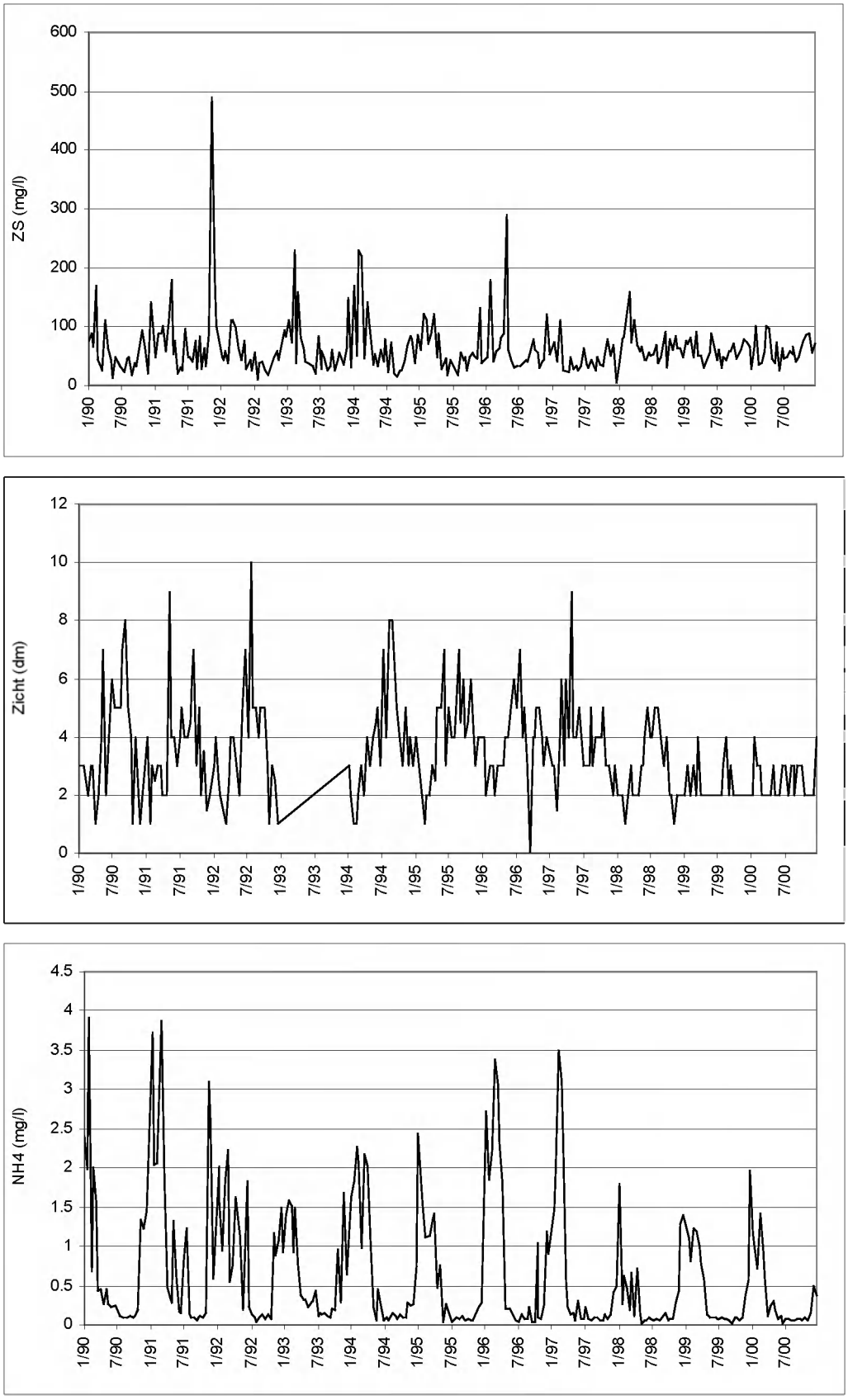
Het chlorofyl a gehalte vertoont een duidelijk seizoenaal patroon met hoge waarden in de zomer en lage waarden in de winter. Dit patroon is gekoppeld aan de temperatuur. De maximale concentratie (26 µg/l) werd gemeten in juli 1991 (figuur 3-5). Deze waarde is nog relatief laag t.o.v. concentraties die verder stroomopwaarts worden gemeten (zomerconcentratie: 47 µg/l) (MUYLAERT *et al.* 2000).

3.7. Samenvatting waterkwaliteit

Samenvattend kan worden gesteld dat het Groot Buitenschoor zich situeert in een hoog dynamisch zone van het Schelde-estuarium, welke gekarakteriseerd wordt door een zeer grote variatie inzake temperatuur, zoutgehalte, sedimentconcentratie en turbiditeit, gehalte aan opgeloste nutriënten en zuurstofgehalte. Dit heeft belangrijke consequenties voor het voorkomen van zowel benthische als aquatische levensgemeenschappen. Vooral het zoutgehalte heeft een ingrijpende invloed op de samenstelling van de levensgemeenschappen in een estuarium.

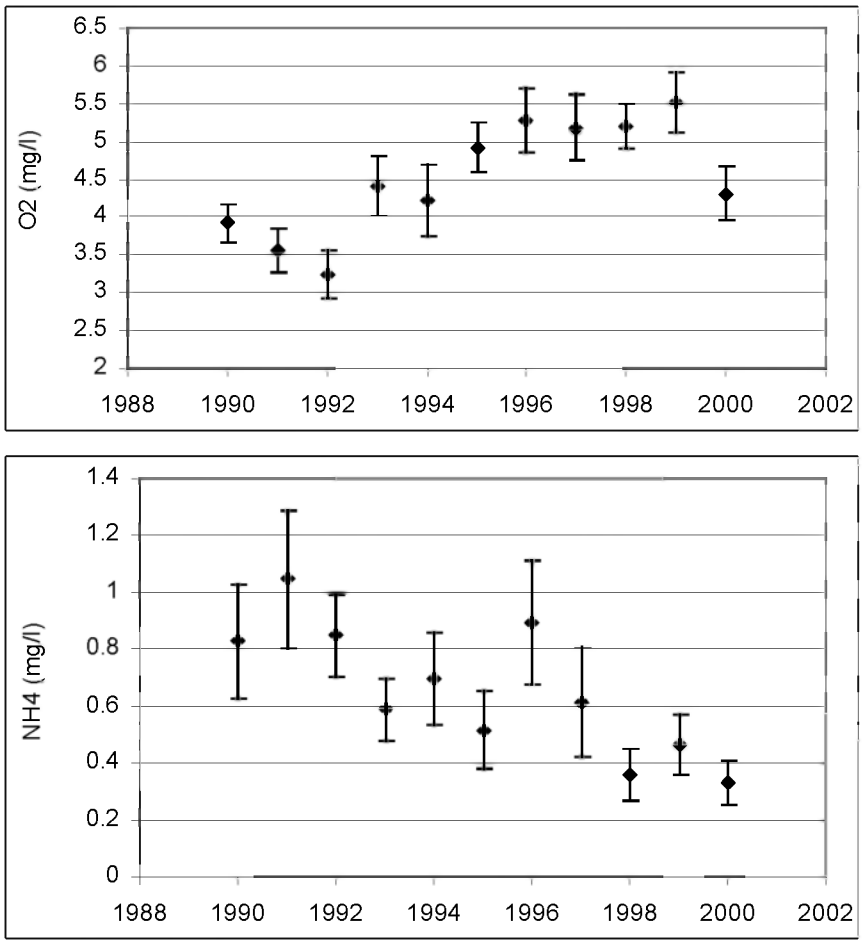
In de zone tussen Antwerpen en de Belgisch Nederlandse grens sterven verschillende planktonische gemeenschappen af. Zowel zoetwater, zoetwater-estuarien en mariene gemeenschappen kunnen zich in deze zone moeilijk handhaven. Uit een studie is gebleken dat in deze zone jaarlijks ruim 6000 ton aan fytoplankton afsterft (SOETAERT & HERMAN 1994). De chlorofyl a concentratie vertoont in deze zone over het algemeen een minimum. Zoutgehalte heeft ook een ingrijpende invloed op de samenstelling van de benthische gemeenschappen (bodemdiergemeenschappen). Alle soorten zijn door hun fysiologie beperkt tot een bepaalde range van zoutgehalte. Daarnaast verandert het zoutgehalte boven een bodemdier voortdurend onder invloed van getij, wind en rivierafvoer. De verschillende zones van zoutgehalte verschuiven over meerdere tientallen kilometer. Het is juist in de zone tussen Antwerpen en de Belgisch-Nederlandse grens dat de variatie in zoutgehalte de kritische grenzen in de fysiologie van organismen kan overschrijden.

Met de overgang in zoutgehalte hangen een aantal andere fysische en chemische overgangen samen (bv. voorkomen troebelheidsmaximum, primaire productie), welke op hun beurt van invloed zijn op het voorkomen van bodemdieren (YSEBAERT & HERMAN 2001). In de Schelde valt de overgangszone van zoet naar brak ook samen met de overgang van gereduceerde (zuurstofarme) naar geoxideerde (zuurstofrijke) omstandigheden.



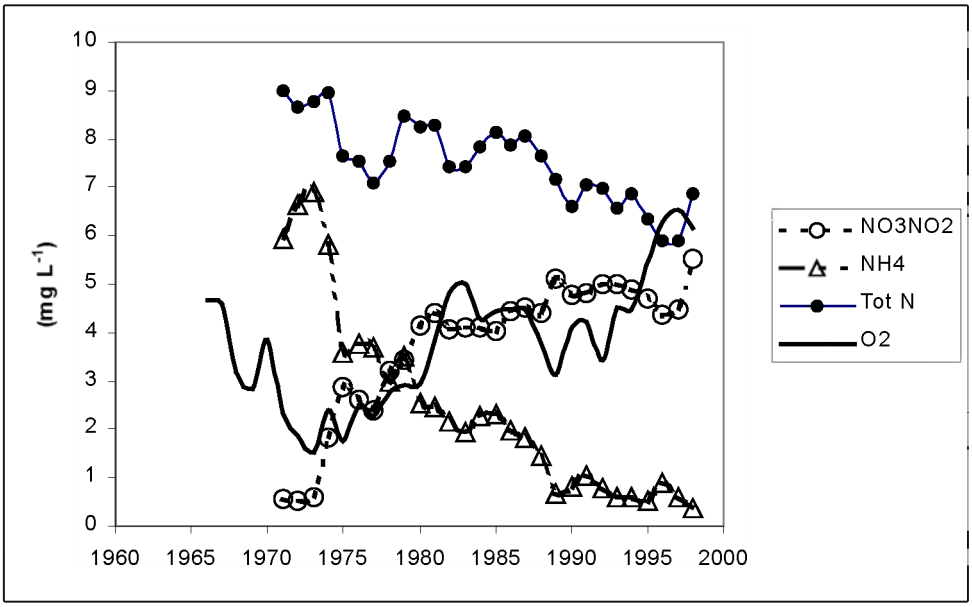
Figuur 3-2: Verloop van de concentratie zwevende stof, de zichtbaarheid en de ammoniumconcentratie ter hoogte van de Schaar van Oude doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ.

Figure 3-2: Suspended matter concentrations, turbidity and ammonia concentration near the "Schaar van Oude Doel" (period 1990-2000). Data: RIKZ.



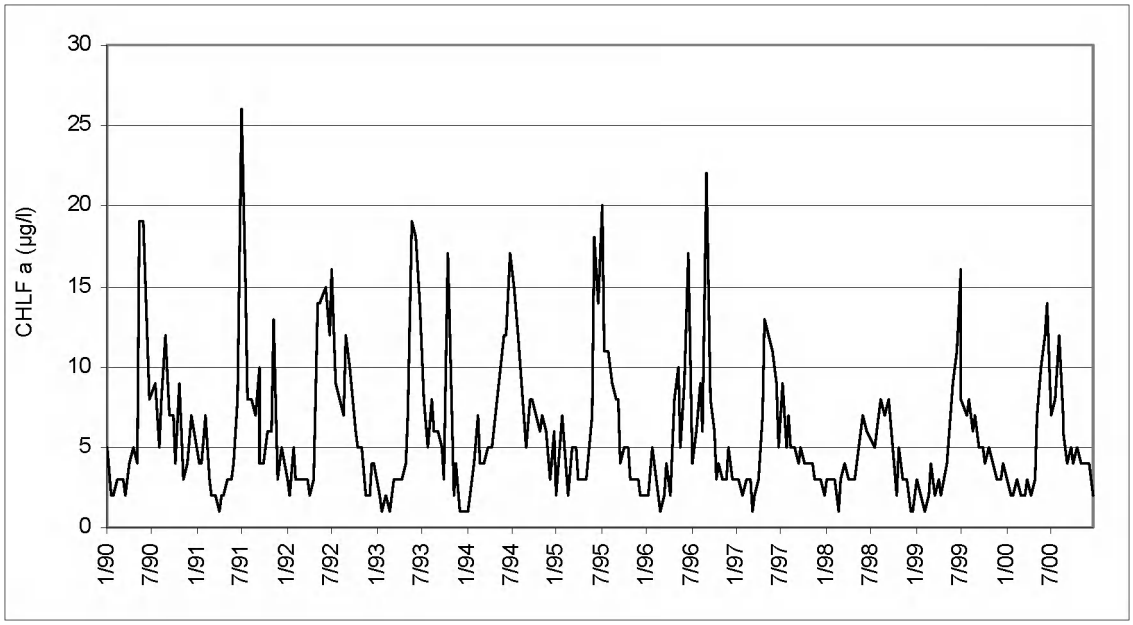
Figuur 3-3: Jaargemiddelden voor de parameters O_2 en NH_4 (mg/l). Gegevens RIKZ.

Figure 3-3: Yearly averages for O_2 and NH_4 (mg/l). Data: RIKZ.



Figuur 3-4: Lange termijn trend (jaargemiddelden) van NO_3NO_2, NH_4, Tot N en O_2 (mg/l) ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel (VAN DAMME *et al.* 1999).

Figure 3-4: Long term trend (yearly averages) of NO_3NO_2, NH_4, TOT N and O_2 (mg/l) concentrations near the "Schaar van Oude Doel" (VAN DAMME *et al.* 1999).



Figuur 3-5: Verloop van het chlorofyl a gehalte (µg/l) ter hoogte van de Schaar van Oude Doel (periode 1990-2000). Gegevens RIKZ.

Figure 3-5: Chlorophyll a (µg/l) concentrations near the "Schaar van Oude Doel" (period 1990-2000). Data: RIKZ.

Ter hoogte van het studiegebied neemt de zuurstofconcentratie de laatste jaren toe. Ten gevolge van deze zuurstofverbetering vertoont de ammoniumconcentratie een dalende trend. Verwacht wordt dat de stijgende trend in zuurstofconcentratie zich zal voortzetten. Stroomopwaarts van het gebied is de zuurstofconcentratie echter nog steeds laag. Oorzaak hiervan is oa. de toestroom van de ongezuiverde vuilvracht van Brussel. Met de ingebruikname van een tweede Brussels waterzuiveringsstation (2006), zou deze antropogene invloed sterk moeten afnemen, alhoewel ook het aandeel van diffuse verontreiniging (van landbouw) vermoedelijk aanzienlijk is (VAN DAMME *et al.* 1999).

4. Sedimentkarakteristieken

4.1. Granulometrie

Materiaal en methoden

De sedimentstalen werden verzameld met een steekbuis (diameter 2cm). Telkens werden 5 replica's genomen en dit tot 10cm diepte. De stalen (met uitzondering die van 1990) werden geanalyseerd met de Malvern Mastersizer S, een toestel dat de korrelgrootteverdeling bepaalt op basis van de laserdiffractie techniek. Per staal werd de mediane korrelgrootte bepaald, alsook de volumeverdeling binnen bepaalde korrelgrootte klassen (tabel 4-1). Er waren niet van alle bemonsteringspunten sediment gegevens beschikbaar. In 1990 werden locaties 20, 21 en 22 niet bemonsterd, in 1992 waren dat locaties 3 en 8 en in 1997 was dat locatie 17.

De stalen van 1990 werden geanalyseerd door het Centrum voor Mariene Geologie (Universiteit Gent) volgens de pipetmethode. Voor deze stalen zijn enkel volgende gegevens beschikbaar:

- Zandfractie
- Slibfractie
- De korrelgrootte, uitgedrukt in gemiddelde phi (ϕ)
- $\phi = -\log_2$ van de mediane korrelgrootte (mm)

Tabel 4-1: Indeling van de sedimenttypen op basis van de mediane korrelgrootte (µm) (GORDON *et al.* 1992).

Table 4-1: Classification of sediment types, based on median grain size (µm) (GORDON *et al.* 1992).

Sedimenttype	Korrelgrootte (µm)
Klei	< 2
Slib	2 tot 63
Zeer fijn zand	63 tot 125
Fijn zand	125 tot 250
Gemiddeld zand	250 tot 500
Grof zand	500 tot 1000

Voor de seizoenale campagne werd ook het organisch stofgehalte van het sediment bepaald door een voldoende hoeveelheid sediment te drogen (bij 60 °C tot constant gewicht), te wegen en vervolgens te verassen bij 550 °C gedurende 2 uur. De zo verkregen gewichtsverandering ten gevolge van het verbranden van de organische component, werd uitgedrukt als percentage van het oorspronkelijk drooggewicht van het deelmonster. TOC ('Total Organic Carbon') werd bepaald aan de hand van een 'non-dispersive infrared measurement' met een Dohrman-DC 180 Carbon Analyser.

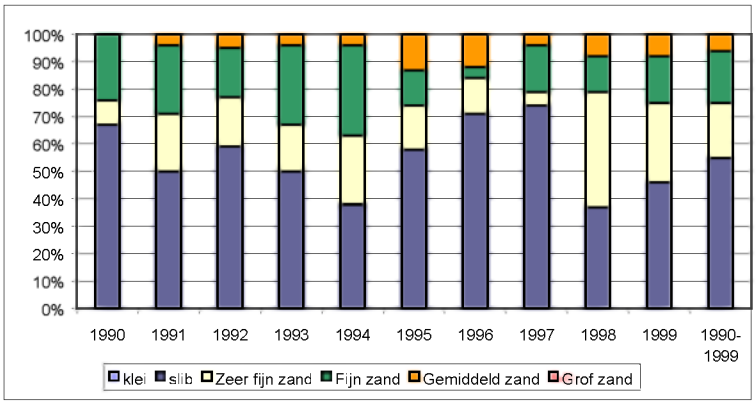
Resultaten voor de jaarlijkse campagnes (1990-1999)

Ruim 55% van alle bemonsteringspunten had een mediane korrelgrootte tussen 2 en 63 µm (klasse slib). De klassen van het zeer fijn zand en het fijn zand waren ongeveer gelijk vertegenwoordigd (resp. 20 en 19%). Slechts 6% van de bemonsteringspunten had een mediane korrelgrootte gelegen tussen 250 en 500µm.

Ook per jaar afzonderlijk werden de meeste bemonsteringspunten in de klasse slib onderverdeeld, maar het aandeel van deze klasse varieerde wel doorheen de studieperiode. In 1997 behoorden 74% van de bemonsteringspunten tot de klasse slib, in 1998 slechts 38% (figuur 4-1). De verdeling van de 4 waargenomen sedimentklassen over de staalnames was verschillend van jaar tot jaar, doch niet significant (ANOVA: F8, F = 0.61; p = 0.77). Bij het berekenen van de ANOVA werd geen rekening gehouden met de staalnames van 1990 en met die van locaties 3, 8 en 17.

De verdeling van de bemonsteringspunten over de verschillende sedimentklassen weerspiegelde zich ook in het gemiddelde slibgehalte (% < 63µm). Enkel in 1990 werd in verhouding een veel lager slibgehalte gemeten, maar dit was vermoedelijk te wijten aan het verschil in analysemethode in dat jaar t.o.v. de andere jaren.

Vanaf 1994 tot en met 1997 was er een stijgende trend waar te nemen in het slibgehalte. In 1998 en 1999 nam het gemiddeld slibgehalte terug af (figuur 4-2 en tabel 4-2). De variatie in slibgehalte per staalname tussen de jaren was niet significant (ANOVA: F8, F = 0.86; p = 0.55).



Figuur 4-1: Verdeling van de bemonsteringspunten over de verschillende sedimentklassen. Zowel de verdeling per jaar als die van de volledige studieperiode worden weergegeven. Voor de voorstelling van de sedimentklassen wordt verwezen naar GORDON *et al.* 1992 (tabel 4-1).

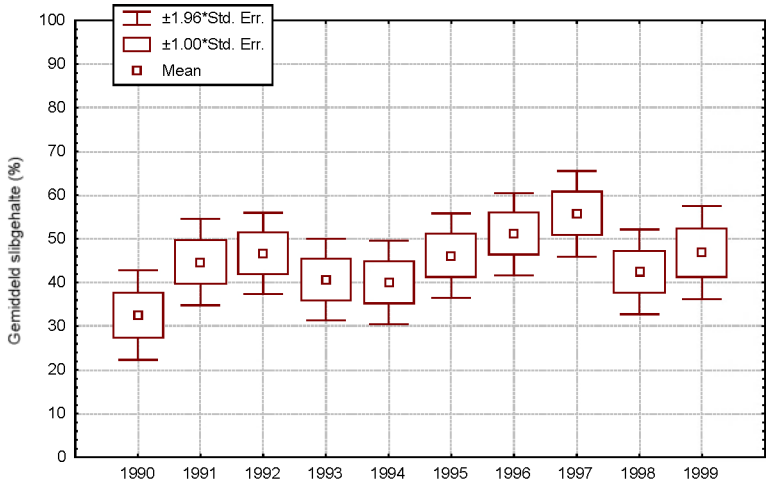
Figure 4-1: Distribution of the sampled points over the different sediment classes. The yearly distribution, as well as the distribution during the entire study period is reported. Sediment classes refer to GORDON *et al.* 1992 (table 4-1).

De Spearman Rank correlatie tussen het slibgehalte en de mediane korrelgrootte (het jaar 1990 werd buiten beschouwing gelaten) was significant (N = 213; r = -0.99; p < 0.05).

Tabel 4-2: Gemiddeld slibgehalte per bemonsteringspunt, per jaar.

Table 4-2: Average mud content per sample point per annum.

Jaar	Gem. slibgehalte
1990	33
1991	45
1992	47
1993	41
1994	40
1995	46
1996	51
1997	56
1998	42
1999	47



Figuur 4-2: Gemiddeld slibgehalte per bemonsteringspunt, per jaar.

Figure 4-2: Average mud content per sample point per annum.

Voor elke afzonderlijke locatie werd het slibgehalte en de mediane korrelgrootte (µm) uitgezet in bijlage IV-1. Uit deze figuren bleek dat er voor een aantal locaties duidelijke

veranderingen optraden gedurende de studieperiode. Deze veranderingen waren het meest uitgesproken bij locaties gelegen ten zuiden van de strekdam en er net ten noorden van.

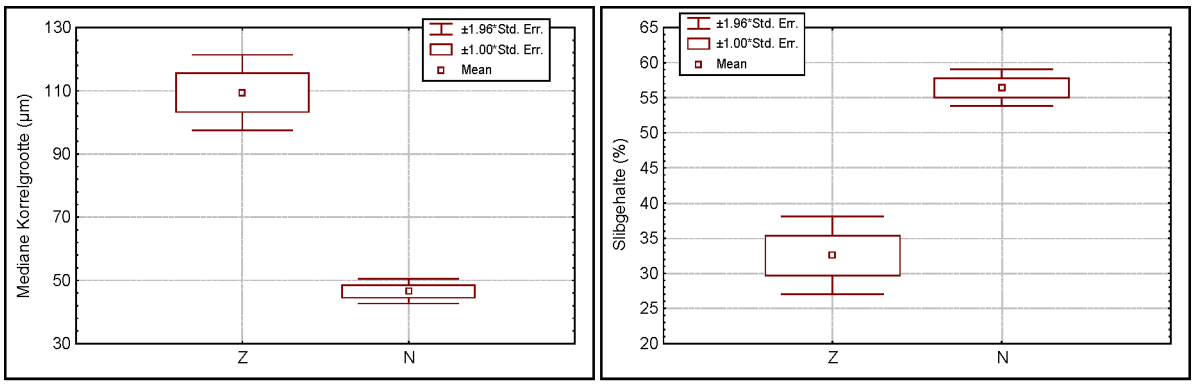
In een aantal locaties werd vanaf 1993 à 1994 een stijging in het slibgehalte waargenomen. Deze stijging hield aan tot 1996 à 1997. In deze locaties was het slibgehalte in 1998 en 1999 duidelijk lager dan de jaren voorheen, maar nog wel hoger dan in de periode voor 1993/1994. Locaties waarbij dit patroon werd teruggevonden zijn: locaties 1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, en 10. Bij locaties 12, 20 en L was het patroon ook aanwezig, maar wel minder uitgesproken. Het verloop van het slibgehalte was in locatie 2 zeer opvallend. Tussen 1990 en 1995 schommelde het slibgehalte tussen 10 en 20%. In 1996 was dit plots meer dan 60%, na 1996 nam het slibgehalte af, maar was in 1999 nog steeds hoger dan in de periode voor 1996. Locatie 2 situeerde zich ten zuiden van de leidam, en lag relatief dicht t.o.v. de terminal. In locatie 4 was het slibgehalte in de periode 1990-1994 beduidend lager dan in de periode 1995-1999.

Daarnaast waren er nog een aantal locaties waar het slibgehalte min of meer een toename kende gedurende de studieperiode, voorbeelden hiervan zijn locaties 13 en 18. In locaties 14 en R was het slibgehalte relatief stabiel.

Voor de locaties van de Ballastplaat bleek dat vooral in locatie 15 de mediane korrelgrootte bleef stijgen. Bij locatie 17 was vooral de plotse daling van de mediane korrelgrootte in 1992 zeer opvallend. De aanwezigheid van zogenaamde “mud pebbels” kan hiervoor een verklaring zijn. Deze “slikkeien” ontstaan doordat stukjes klei met de golfslag meerollen, en zo omgevormd worden tot kleibolletjes (MEIRE *et al.* 1990). Deze slikkeien worden regelmatig tussen de ribbels van de Ballastplaat waargenomen.

Voor de overige locaties kon geen duidelijke trend worden beschreven.

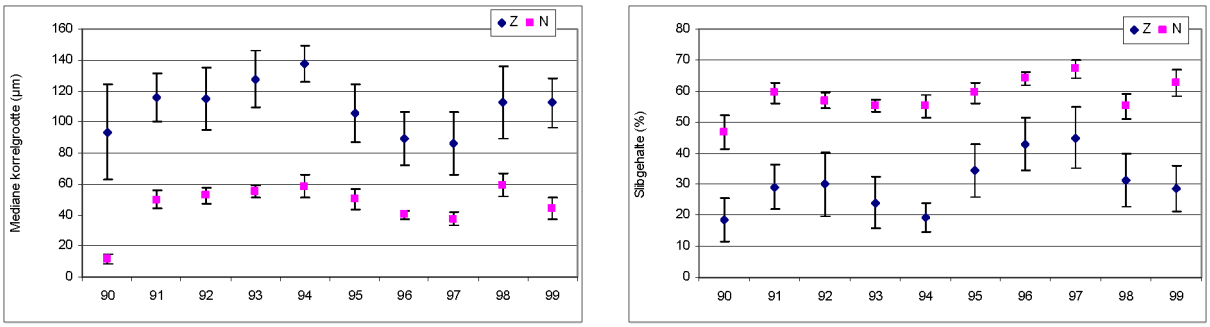
Uit de resultaten van een Kolmogorov Smirnov test bleek duidelijk dat de mediane korrelgrootte en het slibgehalte significant afweken naargelang de ligging ten opzichte van de leidam. Ten zuiden van de leidam was de mediane korrelgrootte significant hoger $p < 0.001$. Voor het slibgehalte was de situatie omgekeerd ($p < 0.001$) (figuur 4-3). De Ballastplaat werd hier buiten beschouwing gelaten.



Figuur 4-3: Box en Whisker plots met mediane korrelgrootte en slibgehalte ten zuiden (Z) (n=6) en ten noorden (N) van de leidam (n=15).

Figure 4-3: Box-Whisker plots of median grain size and mud content south (Z) (n=6) and north (N) of the dam (n=15).

Ook wanneer de gemiddelde mediane korrelgrootte per jaar wordt uitgezet, blijkt dat deze ten zuiden van de leidam duidelijk hoger is. Het omgekeerde kan worden gezegd voor het gemiddelde slibgehalte. De toename van het slibgehalte in de periode 1994-1997 is zowel ten zuiden als ten noorden van de leidam duidelijk merkbaar.



Figuur 4-4: Gemiddelde mediane korrelgrootte en slibgehalte per jaar ten zuiden (Z) en ten noorden (N) van de leidam. Ook de standaardfout wordt uitgezet.

Figure 4-4: Average median grain size and mud content per annum to the south (Z) and to the north (N) of the dam. The standard error is also plotted.

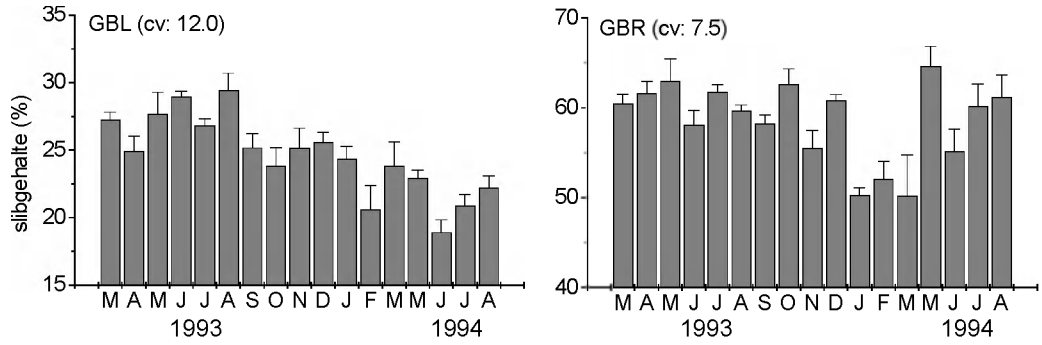
Resultaten voor de maandelijkse campagnes (1993-1994)

Het sediment op de locatie L was veel zandiger in vergelijking tot het sediment van R (tabel 4-3). Temporele variatie in het slibgehalte was relatief klein, en duidelijke seizoenale variaties in het slibgehalte werden niet geobserveerd. Locatie L toonde eerder een daling in het slibgehalte tijdens de studieperiode, terwijl R enkel lagere slibgehaltes vertoonde in de periode januari - maart 1994, welke overeenkomt met de periode van hogere rivierafvoer (figuur 4-5).

Tabel 4-3: Sedimentkarakteristieken: mediane korrelgrootte (mediaan), slibgehalte en totaal organisch koolstof (TOC) voor de twee locaties L en R. Gemiddelde en minimum-maximum waarde worden telkens gegeven.

Table 4-3: Sediment characteristics: median grain size (mediaan), mud content and total organic carbon (TOC) for the two sampled locations L and R. Mean values and min. – max. are given.

Locatie	Periode	Mediaan µm	Slibgehalte %	TOC mg.kg-1
L	Maa93 – Aug94	128 120-136	25 19-29	5.2 1.0-9.3
R	Maa93 – Aug94	47 37-63	58 50-64	37 31-49



Figuur 4-5: Maandelijks gemeten slibgehalte op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994 (cv = coefficiënt of variation).

Figure 4-5: Monthly measured mud content at locations L and R for the period March 1993- August 1994 (cv = coefficient of variation).

4.2. Fysico-chemische eigenschappen van het sediment

Inleiding

Micropolluenten zoals organochloorpesticiden, PCB's en PAK's zijn stoffen met een mutageen of toxisch karakter. Deze stoffen zijn op een zwarte lijst geplaatst wat betekent dat ze absoluut niet mogen worden geloosd.

Door hun economisch interessante ligging en de toenemende industrialisatie staan estuaria onder sterke druk wat betreft de lozing van contaminanten. Ook de run-off van stoffen via de bovenlopen en het grondwater is een zeer belangrijke factor, net als de atmosferische depositie (ZHOU & ROWLAND 1997).

Benthische organismen worden direct blootgesteld aan sediment-gebonden toxische stoffen door opname van gecontamineerd sediment, absorptie van vervuild interstitieel water en ook door de consumptie van gecontamineerde organismen. Op hun beurt beïnvloeden bodemdieren het transport van contaminanten door het graven van gangen, eten, ademhalen en excreteren (REYNOLDSON 1987; RIEDEL *et al.* 1999).

De concentratie van contaminanten in een organisme is afhankelijk van de concentratie, de biobeschikbaarheid en de fysico-chemische eigenschappen van de contaminant, maar ook van de karakteristieken van het sediment en het organisme zelf (BJÖRK 1995; STRONKHORST *et al.* 1995).

De vreemde stoffen kunnen door het organisme worden geëlimineerd, getransformeerd of worden opgeslagen in niet actieve weefsels (LAM *et al.* 1999). Metaalbindende proteïnen zoals metallothioneïnes spelen een sleutelrol in metaal regulatie- en detoxificatieprocessen (BORDIN *et al.* 1994).

Bodemdieren kunnen ook een belangrijke rol spelen in het transport van contaminanten van het sediment naar de hogere trofische niveaus.

PCB's

Tussen 1930 en het begin van de jaren tachtig werden PCB's (polychloorbifenylen) geproduceerd voor toepassingen in industriële elektrische en hydraulische toestellen. Daarbij kwamen hun uitstekend elektrisch isolatievermogen, prima brandweerstand, geschikte warmtegeleiding en viscositeit goed van pas. In 1985 kwam er een verbod op het gebruik van PCB's toen duidelijk werd dat ze een gevaar voor mens en milieu betekenen. PCB's zijn giftig, bioaccumuleerbaar en zijn door hun stabiliteit zeer moeilijk afbreekbaar. Onder bepaalde omstandigheden vormen ze dioxines. PCB's stapelen zich op in vette weefsels van mens en dier. Doordat paling een hoog vetgehalte heeft, is hij een goede indicator voor onder andere PCB-verontreiniging. Op sommige plaatsen in Vlaamse wateren wordt de norm in paling bijna honderd maal overschreden. Sinds 2002 is het verplicht om gevangen paling terug te zetten[1]. Tegen 2010 mogen er geen PCB's meer gebruikt worden.

PAK's

Polyaromatische koolwaterstoffen zijn mutagene en carcinogene contaminanten die wereldwijd verspreid zijn. Door het hydrofoob karakter bindt deze polluent zich redelijk snel aan partikels (BAUMARD *et al.* 1999). Uit onderzoek op de mossel is gebleken dat bij een hogere sedimentvervuiling relatief hogere concentraties in het weefsel worden aangetroffen (BAUMARD *et al.* 1998a). Het effect is het hoogst bij filter-feeders. Een duidelijke verandering

[1] Ministerieel besluit houdende een tijdelijk meeneemverbod van paling in alle openbare wateren en een tijdelijk meeneemverbod van alle vissen op bepaalde openbare wateren. Gepubliceerd in het Belgisch staatsblad op 25-05-2002.

in de benthosgemeenschap duidt vaak op een vervuiling aan PAK's (BAUMARD *et al.* 1998b; OBERDÖRSTER *et al.* 1999)

Organochloorpesticiden

Organochloorpesticiden worden gebruikt ter bestrijding van allerlei ongewenste gewassen, plagen enz. Nadeel van deze producten is dat ze een toxische invloed hebben op andere dan de doelorganismen (VAN STEERTEGEM 2001). Uit onderzoek op *Neomysis integer* is gebleken dat een subletale dosis aan chloorpyrifos een hyperactiviteit tot gevolg heeft. Niettegenstaande deze toegenomen activiteit, neemt de zwemsnelheid van het organisme af (15cm/s i.p.v. 18cm/s) (ROAST *et al.* 2000). Ook treedt er bij verhoogde concentraties een verdubbeling op van het zuurstofverbruik (ROAST *et al.* 1999).

Zware metalen

Een aantal zware metalen zijn essentiële elementen (o.a. Fe, Zn, Ni en Cu), maar hoge concentraties aan zware metalen inhiberen de celgroei, morfologie en metabolisme van een organisme. Zo werd in een studie op *Nereis diversicolor* vastgesteld dat de concentratie aan koper en zink een duidelijk effect hebben op het drooggewicht van dit organisme (HAVARD 1991). Een andere studie op *Nereis diversicolor* wees uit dat de cadmiumconcentraties in het organisme recht evenredig zijn met die van de omgeving. Dit is niet zo voor zink wat verklaard wordt door een verminderde permeabiliteit voor zink en een betere excretie (BRYAN & HUMMERSTONE 1973).

Zowel het zacht weefsel als de parelmoerlaag van bivalven zijn vaak onderwerp in studies naar metaalconcentraties in de omgeving en de opname ervan door organismen (BOURGOIN 1990; REGOLI *et al.* 1998).

Materiaal en methoden

Op een aantal bemonsteringspunten van het Groot Buitenschoor werden de concentraties aan micropolluenten bepaald (tabel 4-4). Om de milieuhygiënische kwaliteit van het sediment te beoordelen wordt gebruik gemaakt van de triademethode, een beoordelingssysteem waarmee een kwaliteitsklasse aan het sediment wordt toegekend. Dit gebeurde door het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH).

Tabel 4-4: Overzicht van de stalen waarvan gegevens beschikbaar zijn i.v.m. de fysico-chemische eigenschappen van het sediment. Telkens wordt weergegeven of op basis van de aanwezige gegevens een triade-eindbeoordeling mogelijk is.

Table 4-4: Overview of all samples with available physical/chemical sediment data. Applicability of the triad method is noted in the third column.

Jaar	Locaties	Triade-eindbeoordeling	Bron
1992	Alle locaties behalve 3 en 17	Geen triade-eindbeoordeling	MER
1996	Alle 24 locaties	Geen triade-eindbeoordeling	PIH
1998	Alle 24 locaties	Geen triade-eindbeoordeling	PIH
1999	3, 5, 6, 11, L en R	Triade-eindbeoordeling	PIH
2000	5, 6, 10, 11, L en R	Triade-eindbeoordeling	PIH
2001	5, 6, 10, 11, L en R	Triade-eindbeoordeling	PIH

Het lutumgehalte

Het lutumgehalte is de sedimentfractie met een diameter kleiner dan 2 µm. In het kader van de triade methode wordt deze fractie sedert 1999 bepaald door het PIH waar gebruik wordt gemaakt van de pipetmethode. Gegevens i.v.m. metaalconcentraties en organische vervuiling zijn echter ook beschikbaar van een aantal jaren daarvoor. Om de triadeklassen van de verschillende jaren vergelijkbaar te maken, werden ze berekend op basis van de sedimentgegevens van het Instituut voor natuurbehoud (IN). Op het IN werd de

korrelgrootteverdeling bepaald aan de hand van de laser diffractie methode. Het verschil in gehanteerde methode heeft geen gevolg voor de toekenning van de triadeklassen (ANONIEM 2001b).

De triade methode (naar DE DECKERE et al. 2001)

Bij de triade methode wordt voor drie onderdelen (fysico-chemie, biologie en ecotoxicologie) een beoordeling doorgevoerd, die telkens resulteert in vier klassen. Klasse 1 duidt op een niet verontreinigde toestand, klasse 4 op een zware verontreiniging. Om de klassen per onderdeel te integreren in een eindscore wordt per onderdeel een positieve of negatieve score toegekend. Zo zullen bij het onderdeel fysico-chemie de klassen 3 en 4 een positieve score krijgen, voor de biologische en ecotoxicologische onderdelen krijgen de klassen 2, 3 en 4 een positieve score (zie tabel 4-5).

Op basis van deze scores wordt een globale klasse bepaald die een eerste beschrijving geeft van de kwaliteitstoestand van het staal (tabel 4-6). Hoe lager de klasse, hoe beter de kwaliteit.

Tabel 4-5: Omzetting van de klasse per onderdeel naar een score.

Table 4-5: Transformation of each class to a score.

Klasse	Fysisch-Chemisch	Ecotoxicologisch	Biologisch
1	-	-	-
2	-	+	+
3	+	+	+
4	+	+	+

Tabel 4-6: Toekenning van een globale klasse op basis van de scores per onderdeel (fysisch-chemisch, ecotoxicologisch en biologisch).

Table 4-6: Final classification for the triad method, based on separate parameter scores (physico-chemical, ecotoxicological, biological).

Globale klasse	Fysisch-Chemisch	Ecotoxicologisch	Biologisch
1	-	-	-
2	+	-	-
2	-	+	-
2	-	-	+
3	+	-	+
3	+	+	-
3	-	+	+
4	+	+	+

In dit rapport wordt enkel rekening gehouden met de evaluatie van de fysico-chemische toestand van het sediment.

De chemische parameters die gebruikt worden voor de berekening van de fysisch-chemische toestand van het sediment zijn:

- Lutum en organische stof (%)
- Apolaire koolwaterstoffen (APKWS)
- Extraheerbare halogenen (EOX)
- Som van de pesticiden (SOCP)
- Som van 7 PCB's (PCB7)
- Som van 6 PAK's van Borneff (PAK6)

- Zware metalen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Hg, Zn en As)

De detectielimiet per parameter wordt weergegeven in bijlage IV-2.

De PAK's kunnen op verschillende manieren worden gegroepeerd (de 16 van EPA, de 10 van VROM ofwel de 6 van Borneff, tabel 4-7). Deze groepsbenadering is te verkiezen boven de individuele benadering omdat de gemeten componenten deel uitmaken van een nog veel grotere verzameling componenten. Bij het verwerken van de resultaten voor het Groot Buitenschoor zal gewerkt worden met de 6 van Borneff. Ook de PCB's worden als groep verwerkt (PCB7 = som van de concentraties aan pcb28, pcb52, pcb101, pcb118, pcb138, pcb153 en pcb180).

De concentraties worden omgerekend naar standaardcondities voor waterbodems (5% organische stof en 11% klei).

Tabel 4-7: Drie mogelijkheden om PAK's te groeperen.

Table 4-7: Three possible ways of grouping PAH's.

	Borneff-reeks	VROM-reeks	EPA-reeks
naftaleen		X	X
acenaftyleen			X
acenaftheen			X
fluoreen			X
fenanthreen		X	X
anhtraceen		X	X
fluorantheen	X	X	X
pyreen			X
chryseen		X	X
benzo(a)anthraceen		X	X
benzo(b)fluorantheen	X		X
benzo(k)fluorantheen	X	X	X
benzo(a)pyreen	X	X	X
dibenz(ah)anthraceen			X
benzo(ghi)peryleen	X	X	X
indeno(1,2,3-cd)pyreen	X	X	X

Voor zware metalen is de omrekening als volgt:

$$N(11,5) = \frac{N(x,y).(A + B.x + C.y)}{(A + B.11 + C.5)}$$

Waarbij

- N = De concentratie in de waterbodem bij een kleigehalte van x% of 11% en een organische stof van y% of 5%.
- A, B, C = Constanten afhankelijk van het metaal (zie tabel)
- x = Kleigehalte in het staal (%)
- y = Het gehalte organische stof in het staal (%)

De omrekening gebeurt binnen de grenzen van 1% en 50% klei en van 1% en 20% organische stof. Buiten deze grenzen worden de concentraties omgerekend met de grensgehalten.

Voor organische verbindingen is de omrekening als volgt:

$$N(5) = \frac{5.N(y)}{y}$$

Waarbij

- N = De concentratie in het staal bij een organisch stofgehalte van 5% of y%
- y = Het procent organische stof in het staal (%)

De omrekening gebeurt binnen de grenzen van 1% en 20% organische stof. Buiten deze grenzen worden de concentraties omgerekend met de grensgehalten.

In de triade worden de concentraties (omgerekend naar een standaardbodem) relatief uitgezet t.o.v. een referentiewaarde (tabel 4-8). In diezelfde tabel worden per parameter de referentiewaarden en -indien van toepassing- de waarden voor A, B en C weergegeven. Van deze relatieve waarden wordt de logaritme genomen, waarna per parameter een klasse wordt toegekend (zie tabel 4-9).

Eindbeoordeling:

De hoogste van alle klassen wordt de globale klasse van het staal. Maar wanneer de concentraties van ten hoogste 2 parameters kleiner zijn dan het midden van die klasse, krijgt het staal een lagere eindklasse.

Resultaten

Het grootste probleem wat betreft de organische vervuiling op het Groot Buitenschoor betrof de concentratie aan PAK's. Bij 6% van de staalnames was er sprake van een extreme afwijking (4, 9 en 5 in 1992 en in 1996 19 en 21). Naast de vervuiling aan PAK's, werden er ook te hoge concentraties aan APKWS, PCB's, Hg en Cd aangetroffen. Voor de concentraties aan Ni, As, SOCP en EOX was er nagenoeg geen probleem (tabel 4-10). Bij deze berekeningen werd rekening gehouden met alle beschikbare gegevens (zie tabel 4-4)

Tabel 4-8: Voor elke parameter wordt de referentiewaarde en -indien van toepassing- de waarden voor A, B en C weergegeven (DE DECKERE *et al.* 2001).

Table 4-8: Reference value for each parameter and –if appropriate- the values for A, B, C (DE DECKERE *et al.* 2001).

Microverontreiniging	Eenheid	Referentiewaarde	A	B	C
ARSEEN	mg/kg	11	10.81	0.10	0.09
CADMIUM	mg/kg	0,38	0.74	0.00	0.005
CHROOM	mg/kg	17	24.32	0.72	0.04
KOPER	mg/kg	8	27.23	0.22	0.31
KWIK	mg/kg	0,05	0.20	0.002	0.002
LOOD	mg/kg	14	34.72	0.26	0.26
NIKKEL	mg/kg	11	14.63	0.28	0.12
ZINK	mg/kg	67	196.00	0.50	1.79
APKWS	mg/kg	37			
EOX	mg/kg	31			
SOCP	µg/kg	3,9			
PCB7	µg/kg	5,1			
PAK6	mg/kg	0,22			

Tabel 4-9: Weergave van de klassebeoordeling en de betekenis van elke klasse.

Table 4-9: Classification method and the meaning of the class values.

Log	Klasse	Betekenis
0 - <0.4	1	Niet afwijkend
0.4 - >0.8	2	Licht afwijkend
0.8 - >1.2	3	Afwijkend
1.2 - <1.6	4	Sterk afwijkend
1.6 – 2.0	5	Extreem afwijkend

Tabel 4-10: Overzicht van de klasseverdeling (%) per polluent voor alle beschikbare data. Ook de minimum en maximum klasse worden per polluent weergegeven.

Table 4-10: Overview of the class distribution (%) per pollutant for all available data. Also the minimum and maximum class per pollutant are given.

Polluent	Max	Min	Klasse 1 (%)	Klasse 2 (%)	Klasse 3 (%)	Klasse 4 (%)	Klasse 5 (%)
As	2	1	98	2	0	0	0
Cd	4	1	24	35	38	4	0
Cr	2	1	35	65	0	0	0
Cu	3	1	43	49	7	0	0
Hg	4	1	18	22	53	7	0
Pb	3	1	46	49	5	0	0
Ni	2	1	96	4	0	0	0
Zn	2	1	54	46	0	0	0
APKWS	4	1	11	26	41	22	0
EOX	3	1	86	9	6	0	0
SOCP	3	1	84	15	1	0	0
PCB7	4	1	17	30	50	3	0
PAK6	5	1	6	41	33	13	6

Hoewel het zeker niet voor alle jaren geldt, kan algemeen worden gesteld dat de locaties gelegen ten zuiden van de leidam minder belast waren met zware metalen dan die gelegen ten noorden van de leidam (voor de figuren wordt verwezen naar bijlage IV-3).

Voor een aantal locaties was het mogelijk om de concentraties aan mircropolluenten gedurende een aantal jaren op te volgen (figuur 4-6).

Op locatie 5 werden er geen buitensporige concentraties aan zware metalen aangetroffen. Alleen in 1992 en 1996 was de kwik -concentratie licht afwijkend. Het ergst was het gesteld met de aanwezige PAK's (zowel in 1992 als in 2000 een sterk afwijkende concentratie).

Op locatie L lagen de concentraties aan zware metalen doorgaans hoger dan in locatie 5, maar verder dan een lichte afwijking van de norm ging het niet. Het grootste probleem was ook nu weer de concentratie PAK's, deze was in 1992, 1999 en vooral in 2000 duidelijk te hoog.

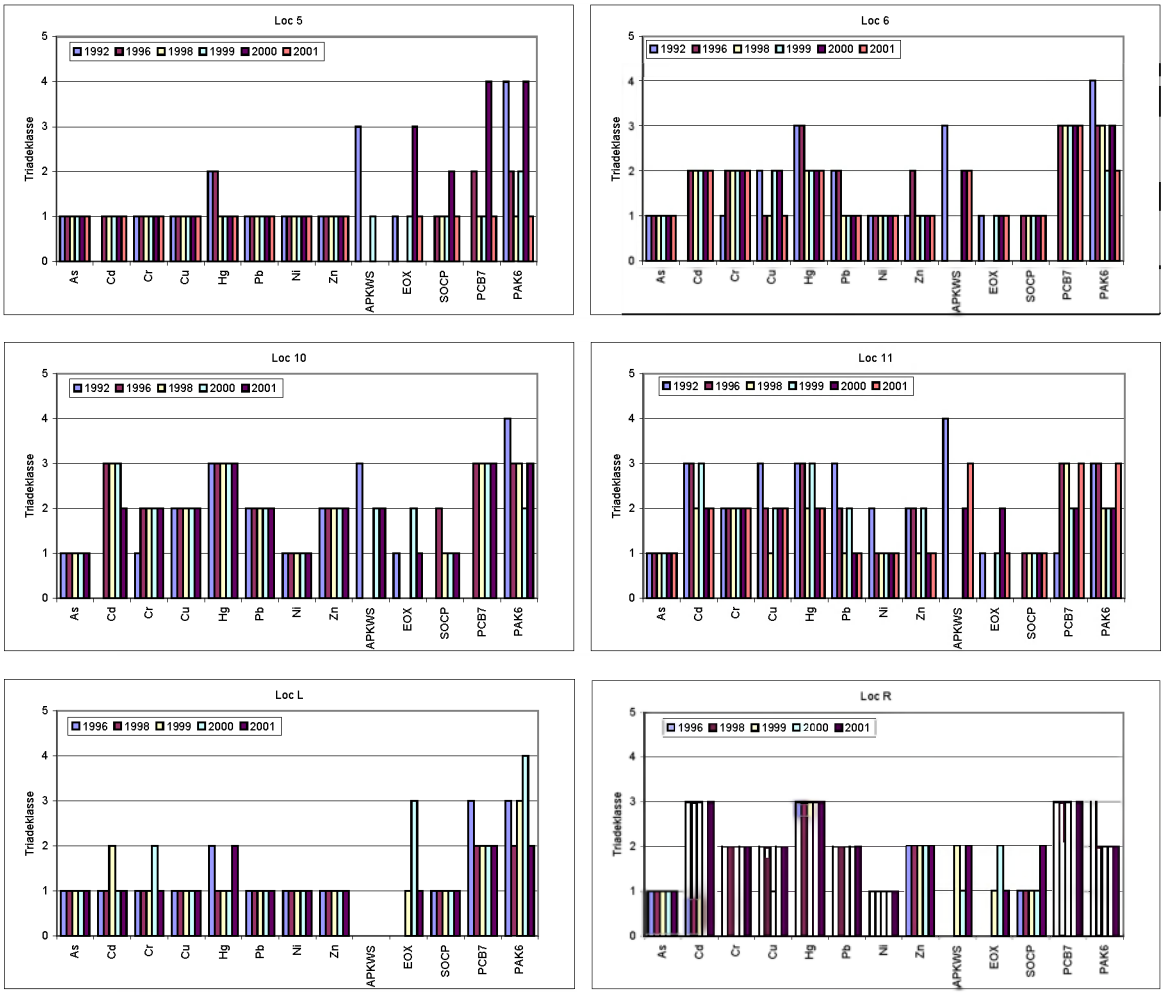
Beide locaties situeerden zich ten zuiden van de leidam, en ook nu valt op dat de concentraties aan zware metalen lager waren.

Wat betreft de concentratie aan zware metalen in locatie 6, was vooral het kwikgehalte te hoog (zowel in 1992 als in 1996 klasse 3). De PCB –concentratie was voor al de bestudeerde jaren afwijkend, de concentratie aan PAK's was in 1992 sterk afwijkend. Hoe

verder van de leidam hoe hoger de vervuiling aan zware metalen. Op locatie 10 werden afwijkende concentraties waargenomen voor Cd (1992, 1996 en 1998) en Hg (alle jaren). De situatie voor de concentraties aan PCB en PAK's was vergelijkbaar met die van locatie 6.

Locatie 11 was duidelijk vervuild met zware metalen: Cd, Cu, Hg en Pb kenden minstens 1 maal een afwijkende concentratie. Het enige metaal dat nooit in afwijkende concentraties werd aangetroffen was Arseen. Ook de PCB -en PAK concentraties waren op deze locatie duidelijk te hoog.

Op locatie R waren arseen en nikkel de enige metalen waarvan de concentraties niet afweken. Het waren vooral de metalen cadmium en kwik die een te hoge concentratie hadden. Deze locatie was tevens de enige waar de concentratie aan PCB's meer afweken van de norm dan die aan PAK's. In tegenstelling tot de overige locaties was het patroon minder schommelend, tussen de jaren werden haast geen veranderingen vastgesteld.



Figuur 4-6: Verloop van de scores van een aantal micropolluenten op 6 locaties van het Groot Buitenschoor.

Figure 4-6: Classification for some micropollutants on 6 locations of the "Groot Buitenschoor".

Voor een aantal locaties en slechts in een beperkt aantal jaren (zie ook tabel 4-4) was het mogelijk om voor het onderdeel fysico-chemie een eindklasse te bepalen (tabel 4-11). Opvallend was de plotse verbetering in sedimentkwaliteit op locaties 5 en L in 2001. Bij beide locaties was dit te wijten aan een afname van de EOX –concentratie en van de concentratie aan PAK's.

Tabel 4-11: Bepaling van de globale fysico-chemische klasse voor een aantal locaties.

Table 4-11: Physico-chemical classification for some locations.

	Loc 3	Loc 5	Loc 6	Loc 10	Loc 11	Loc L	Loc R
1999	3	3	3		3	3	3
2000		4	3	3	2	4	3
2001		1	3	3	3	2	3

Correlaties

Vaak kunnen er relaties aangetoond worden tussen de concentraties aan polluenten onderling maar ook met andere abiotische factoren zoals het slibgehalte. Voor de concentraties aan PCB's, PAK's, pesticiden en zwaar metalen werd gezocht naar mogelijk relaties.

Alle opgesomde polluenten zijn significant gecorreleerd met de mediane korrelgrootte, met uitzondering van Arseen (tabel 4-12).

Tabel 4-12: Overzicht van de Spearman Rank correlaties tussen mediane korrelgrootte en de concentraties van een aantal polluenten

Table 4-12: Spearman Rank correlations between median grain size and the concentrations of some pollutants.

Polluent	Spearman R	p	N
Arseen	-0.34	0.062	42
Cadmium	-0.33	< 0.05	42
Chroom	-0.46	< 0.05	42
Koper	-0.43	< 0.05	42
Kwik	-0.37	< 0.05	42
Lood	-0.51	< 0.05	42
Nikkel	-0.31	< 0.05	42
Zink	-0.44	< 0.05	42
Pesticiden	-0.35	< 0.001	42
PAK's	-0.59	< 0.05	42
PCB's	-0.50	< 0.05	42

Ook tussen de polluenten onderling bestaan er significante relaties. Zo bestaan er bijvoorbeeld heel sterke significante relaties tussen de concentraties chroom en die van zink (R=0.98; p=<0.001; N=42) en tussen de concentraties cadmium en die van kwik (R=0.97; p=<0.001; N=42). Voor een overzicht van de correlaties wordt verwezen naar bijlage IV-4.

Tenslotte werd nog onderzocht of er relaties bestaan tussen de concentraties aan polluenten en de densiteit en/of biomassa van het macrobenthos. Er werden geen significante correlaties aangetroffen. Voor de resultaten van deze analyse wordt verwezen naar bijlage IV-5.

4.3. Sedero metingen

Materiaal en methoden

Sedimentatie-erosiemetingen werden uitgevoerd aan de hand van sedimentatie-erosie plotjes. Elk sedimentatie-erosieplotje bestond uit een drietal buizen die werden verankerd in het slik. De 1,5 m lange buizen stonden in driehoeksvorm, 1500 mm h.o.h. (lengte zijde = 1500 mm). De buizen vormden een horizontaal referentievlak waarvan de (referentie)hoogte ten opzicht van TAW bekend was. Indien er sterke sedimentatie of erosie heeft plaats gevonden worden de buizen respectievelijk verlengd of ingekort.

Door middel van een meetrij werden plotbuis 1 en 2 verbonden zodat vanaf de bovenkant van de meetrij, op 5 posities (om de 20 cm) een afstand naar de bodem gemeten kon worden. Vervolgens werden de plotbuizen 2 en 3 opgemeten (zie ook figuur 4-7).



Figuur 4-7: Sederoplot voor het opmeten van sedimentatie/erosie (foto Jan Soors).

Figure 4-7: Set-up for measuring sedimentation/erosion (photo Jan Soors).

Resultaten

De metingen toonden grote verschillen tussen de locaties. Op locatie L trad er weinig tot geen sedimentatie/erosie op (maximaal verschil bedraagt 5 cm). De maximale hoogte die voor deze locatie werd opgemeten bedroeg 3.95m T.A.W. (o.a. in juni 95), de minimale hoogte 3.91m T.A.W. (april 98). In vergelijking tot de andere 3 opgemeten locaties, was deze locatie zeer stabiel. Locatie L bevond zich ten zuiden van de leidam.

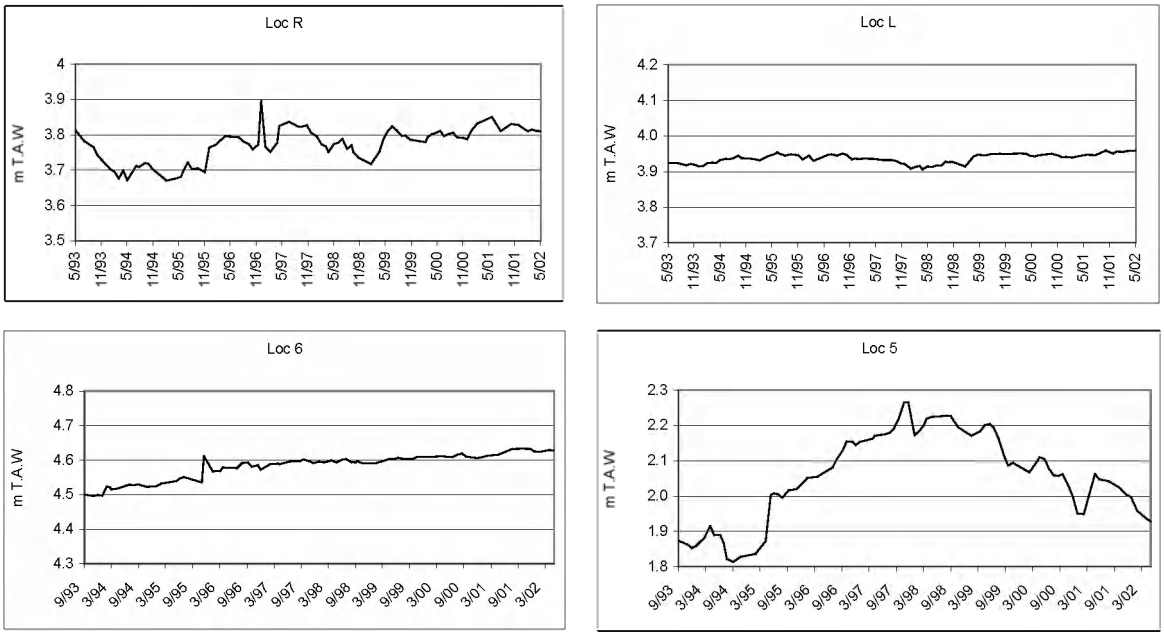
Het sedimentatiepatroon bij locatie R was duidelijk verschillend aan dat van locatie L. De schommelingen waren beduidend groter. Zo sedimenteerde er tussen november 1996 en december 1996 maar liefst 12cm. In januari van 1997 waren 13cm al weer weggeërodeerd. De maximale hoogte bedroeg 3.89m T.A.W. (december 1996) en de minimale hoogte 3.67m T.A.W. (februari 1995). Locatie R bevond zich ten noorden van de leidam.

Uit deze metingen bleek duidelijk dat locatie 5 zeer dynamisch was wat betreft sedimentatie - en erosieprocessen. Tussen juni 1995 en december 1997 sedimenteerde er 26cm. Globaal gezien nam de hoogteligging toe in de periode van november 1993 tot en met december 1997. Af en toe werd de toename onderbroken door erosie (voorbeeld in de periode juni – september 1994). Na deze sedimentatiepiek leek de locatie onderhevig aan een gestage erosie. De maximale ligging van deze locatie bedroeg 2.27m T.A.W (o.a. in november 1997) de minimale hoogteligging bedroeg 1.8m T.A.W. (o.a. september 94). Deze locatie bevindt zich ten zuiden van de leidam, aan de waterlijn. Locatie 5 is ook de locatie die t.o.v. de overige locaties het laagst is gelegen.

Bij locatie 6 trad er sinds het begin van de metingen sedimentatie op. Deze was relatief constant met als enige piek de periode november-december 1995. Vanaf juli 1997 bleef de hoogteligging schommelen rond 4.6m T.A.W. Locatie 6 situeerde zich net ten noorden van de leidam (figuur 4-8).

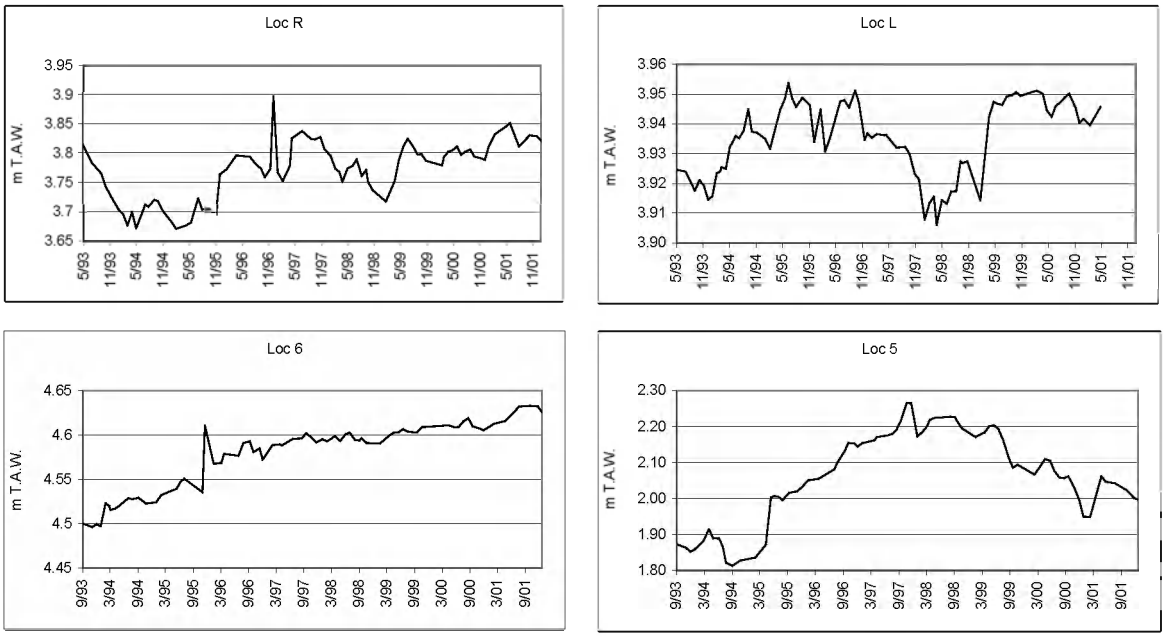
In grote lijnen werd een seizoenaal patroon beschreven: in de winter trad er meestal erosie op, en in de zomer/herfst periode sedimentatie. Dit patroon was het best herkenbaar bij locatie L. Op die locatie trad tussen november 1993 en januari 1994 erosie op, met daarna

tot en met september 1994 sedimentatie. Vanaf oktober 1994 tot en met februari 1995 nam de hoogteligging weerom af. Bij locatie 5 trad er o.a. erosie op in de winter van 1995 en 1998, sedimentatie gebeurde in de zomer/herfst van 1994 en 1995. In de winters van 1995, 1996, 1997 en 1998 nam de hoogteligging van locatie 6 af. Een duidelijke sedimentatiepiek in de zomer/herfst periode werd op deze locatie niet aangetroffen. Op locatie R was dit patroon zeer duidelijk aanwezig in 1995 en 1996 (figuur 4-9). De sedimentatiepiek in de winter van 1997 werd verklaard doordat de locatie dan bedekt was met een ijslaag.



Figuur 4-8: Sedimentatie/erosie-op 4 locaties op het Groot Buitenschoor in de periode 1993-1999.

Figure 4-8: Sedimentation/erosion on 4 locations on the "Groot Buitenschoor" (period 1993-1999).



Figuur 4-9: Detail van de sedimentatie/erosie-opmetingen van 4 locaties op het Groot Buitenschoor in de periode 1993-1999.

Figure 4-9: Detail of the sedimentation/erosion measurements on 4 locations on the "Groot Buitenschoor" (period 1993-1999).

5. Benthos

5.1. Bemonsteringsmethode

Op het Groot Buitenschoor werd in de periode 1990-1999 jaarlijks het macrobenthos gevolgd op 24 locaties verspreid over het gehele slikkengebied (kaart 2-3). Enkel in 1990 werden 21 locaties bemonsterd. Deze bemonstering geeft een goed beeld van zowel de ruimtelijke patronen op het slik als meerjarige trends. Aangezien deze bemonsteringen steeds in het najaar (begin oktober) werden uitgevoerd, geven ze geen beeld van patronen op een kortere termijn, bijvoorbeeld seizoenale patronen. Om hierin een beter inzicht te krijgen werden twee locaties maandelijks gevolgd gedurende een periode van twee jaren (maart 1993 tot en met augustus 1994). Er werd geopteerd voor één locatie ten zuiden van de strekdam (L) en één locatie ten noorden van de leidam (R). Beide locaties hebben ongeveer dezelfde hoogteligging maar verschillen duidelijk in sedimentsamenstelling (zie ook 4.1).

De benthosstalen werden genomen met een roestvrij stalen buis (diameter 4,5 cm) tot ongeveer 30 cm diepte. Op elke locatie werden telkens 15 replica's genomen. Enkel in 1990 varieerde het aantal replica's per bemonsteringspunt (12-20 replica's, met voor de meeste (17 bemonsteringspunten) 14 replica's). Elk replica werd apart bewaard in een 7 % geneutraliseerde formaldehyde-oplossing.

In tabel 5-1 wordt voor de ruimtelijke bemonsteringscampagne een overzicht geschetst van het aantal replica's per locatie voor 1990. Daarnaast worden ook die locaties opgesomd die gedurende de studieperiode niet werden bemonsterd.

Tabel 5-1: Overzicht van het aantal replica's per locatie genomen in 1990 en van de locaties die niet werden bemonsterd gedurende de ruimtelijke bemonsteringscampagne.

Table 5-1: Overview of the number of samples taken per location in 1990 and of the locations that weren't sampled during the spatial sampling campaign.

Locatie	Opmerking
1, 2, 3, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 en 19	14 replica's in 1990
4	13 replica's in 1990
6	12 replica's in 1990
L	19 replica's in 1990
R	20 replica's in 1990
20, 21 en 22	Niet bemonsterd in 1990
3 en 8	Niet bemonsterd in 1992
17	Niet bemonsterd in 1997

In het laboratorium werd elke replica gezeefd op een zeef met ronde opening van 1mm. Daarna werden de replica's gekleurd met 0.02% bengaals roze in een geneutraliseerde 7% formaldehyde-oplossing. De organismen werden met behulp van een stereomicroscoop uitgezocht, gedetermineerd en geteld. Daar wormen vaak gefragmenteerd zijn, werden enkel stukken met koppen meegeteld. Ter bepaling van de biomassa werden de organismen eerst gedurende 12 uur gedroogd bij een temperatuur van 110°C. Daarna werden ze gedurende 2 uur verast bij een temperatuur van 550°C. Het verschil tussen het gewicht van de organismen na droging en het gewicht na verassing geeft het asvrijdrooggewicht (AFDW).

5.2. Verwerking van de gegevens

Zowel de waarden van de biomassa als die van de aantallen werden omgerekend naar waarden per m², en dit volgens onderstaande formule:

$$A = \frac{B}{(0.0225^2 \times \pi \times R)}$$

A = Biomassa of aantallen uitgedrukt per m²
B = Biomassa of aantallen per staalname
R = Aantal replica's

De taxa die zelden werden aangetroffen (alle onvolledige organismen of slechts 1 exemplaar) werden uit de dataset verwijderd. Voor de ruimtelijke bemonsteringscampagne waren dit: *Balanus* sp., *Marenzelleria* sp., *Spio* sp., Spionide, *Gammarus locusta*, *Petricola pholadiformes* en *Streblospio shrubsoli*. Eveneens de 5 lege bemonsteringspunten (1992: locaties 15, 16 en 17; 1994: locaties 16 en 17) en de locaties van de Ballastplaat (locaties 15, 16 en 17) werden bij bepaalde analysen niet mee opgenomen in de dataset. De locaties van de Ballastplaat werden weggelaten omdat ze een sterk afwijkende gemeenschapsstructuur hebben.

De gegevens werden steeds getest op de normaalverdeling, en indien nodig getransformeerd (log (x+1)).

Bij de maandelijkse campagnes van 1993-1994 werden patronen in relatieve dichtheden en biomassa's van de soorten nagegaan aan de hand van k-dominantie curves, welke cumulatief gerangschikte densiteiten of biomassa's weergeven in functie van (log getransformeerde) species rank (LAMBSHEAD *et al.* 1983). De curves voor densiteit en biomassa werden verder vergeleken aan de hand van de 'Abundance Biomass Comparison method' (ABC-methode, WARWICK 1986), welke een indicatie geeft van de 'stress' conditie van een bepaalde locatie.

Diversiteitsindices

In een diversiteitsindex zit zowel de soortenrijkdom als de evenness vervat. De soortenrijkdom wordt bepaald door het aantal soorten ten opzichte van het totaal aantal individuen. De evenness wordt bepaald door de verdeling van de aantallen van deze soorten. Uit de uitgebreide collectie van indices, werden een aantal Hill-indices geselecteerd en toegepast op de dataset van het macrobenthos van het Groot Buitenschoor.

Diversiteitsindices van Hill

Hoe hoger het Hill nummer hoe meer er rekening gehouden wordt met de abundantie van een soort en hoe lager het gewicht van zeldzame soorten. N0 geeft enkel het totaal aantal soorten en houdt dus totaal geen rekening met de abundantie van de soorten. De soortenrijkdom op deze manier bepaald is echter wel afhankelijk van de grootte van het proefvlak. N1 is een maat voor het aantal abundante soorten en N2 geeft het aantal zeer abundante soorten weer. Wanneer een soort zeer dominant aanwezig is, zal de N2 naar 1 naderen. N1 zal steeds gelegen zijn tussen N0 en N2. N+∞ houdt enkel rekening met de meest abundante soort. Op analoge wijze houdt N-∞ enkel rekening met de abundantie van de zeldzaamste soort (HILL 1979; LUDWIG & REYNOLDS 1988; KENT & COKER 1992; HEIP *et al.* in press).

De basisformule voor de Hill indices is:

$$NA = \sum_{i=1}^{S} (p_i^{A})^{1/(1-A)}$$

p_i = proportie van het aantal soorten (biomassa, ...) behorend tot soort i ten opzichte van het totaal aantal soorten

Wanneer A wordt vervangen door 0, 1, 2, +∞ verkrijgt men respectievelijk Hill indices 0, 1, 2 en +∞:

A = 0	N0 = S	S = totaal aantal soorten
A = 1	$N1 = e^{H'}$	H' = Shannon Wiener's index (zie verder)
A = 2	N2 = 1/ λ	λ = Simpson's index (zie verder)

A = +∞ N+∞ = 1/px px = de relatieve abundantie van de meest voorkomende soort

Shannon Wiener index (H')

$$H' = -\sum_{i=1}^{S^*} (p_i \ln p_i)$$

S*= totaal aantal soorten in een populatie

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n = aantal individuen van soort i, N = totaal aantal

Stel een populatie met S soorten en N individuen. Uit deze populatie wordt random 1 individu gehaald en wordt voorspeld tot welke soort ze behoort. De onzekerheid die met deze voorspelling gepaard gaat, wordt uitgedrukt met de Shannon's index. Deze index is waarschijnlijk wereldwijd de meest gebruikte. Deze index is analoog aan die van Pielou, een index die bij de verwerking van de campagne 1993-1994 werd gehanteerd.

Simpson's index (λ)

$$\lambda = \sum_{i=1}^{S} p_i^2$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

De Simpson's index varieert tussen 0 en 1, en wordt geïnterpreteerd als de probabiliteit dat 2 individuen (die random uit een populatie worden getrokken) tot dezelfde soort behoren. Een Simpson's index van 0 duidt dus op een zeer hoge diversiteit.

Univariate analyse: trends per soort

Voor de vijf meest dominante taxa uit de ruimtelijke bemonsteringscampagne (*Corophium volutator*, *Heteromastus filiformis*, *Nereis diversicolor*, Oligochaeta en *Macoma balthica*) werd nagegaan in hoeverre significante verschillen in de densiteit tussen bemonsteringspunten en tussen jaren optraden (zie ook tabel 5-6). Een twee-wegs variantie analyse (Two-way ANOVA) met jaar, locatie en de interactieterm jaar*locatie als onafhankelijke variabelen werd uitgevoerd per soort op basis van log-getransformeerde aantallen per replica. Er werd gebruik gemaakt van de zestien locaties die gedurende de 10 jaren bemonsterd werden (locaties 1,2,4-7,9-14,18,19, L, R). Naast het bepalen van eventuele significante verschillen werd tevens nagegaan wat het relatieve aandeel ('relative magnitude of effect') was van de ruimtelijke factor (bemonsteringspunten), temporele factor (jaren) en hun interactie (jaar*locatie) in het verklaren van de totale variantie. Hiertoe werd op basis van de gemiddelde kwadraten van iedere individuele ANOVA factor (mean square estimates) een variantie component berekend welke, gerelateerd aan de totale variantie in de afhankelijke variabele, een kwantitatieve maat geeft van het belang van elke factor voor het verklaren van de totale variantie in de afhankelijke variabele (SEARLE *et al.* 1992; UNDERWOOD 1997; GRAHAM 2001). Deze analyse laat ook toe een kwantitatieve maat voor de error term te bepalen; de variantie component voor de error term geeft een idee van de variantie die overblijft binnen een locatie (tussen de replica's). De factor locatie en jaar werden als random variabelen beschouwd en analyses werden uitgevoerd met SAS v8.02.

Multivariate analyse: trends in gemeenschapsstructuur

Bij een classificatie worden variabelen of attributen (bv. soorten, locaties) onderverdeeld in bepaalde klassen of groepen. De opsplitsing gebeurt op basis van attributen die als typerend voor die bepaalde groep worden beschouwd. M.a.w., attributen die tot dezelfde groep behoren hebben een grotere similariteit ten opzichte van elkaar dan attributen die tot

verschillende groepen behoren. Als classificatietechniek wordt gebruik gemaakt van een clusteranalyse.

Clusteranalyse is een verzamelnaam voor de agglomeratieve methodes, waarbij de afzonderlijke attributen worden gegroepeerd met behulp van een algoritme. Als clusteranalyse werd 'group average sorting' toegepast op basis van de Bray Curtis similariteitsindex (FIELD *et al.* 1982). De resultaten worden weergegeven in een dendrogram, de hiërarchie in similariteit wordt weergegeven door de horizontale afstanden van het vertakkingspatroon (JONGMAN *et al.* 1987; KENT & COKER 1992; SCHAMINÉE *et al.* 1995).

Een ordinatie is een methode waarbij objecten (soorten, locaties) geordend worden op basis van hun eigenschappen, op zo'n manier dat hun rangschikking nuttige informatie oplevert over hun verwantschap. Bij een ordinatie worden zowel de locaties (= sample scores) als de soorten (=species scores) in continue groepen ondergebracht in een laag dimensionaal veld. Als ordinatietechniek werd hier gebruik gemaakt van Multi Dimensional Scaling (MDS). MDS is een multivariate techniek die tracht een ruimtelijke structuur te scheppen in data. Elk object wordt weergegeven door een punt in een multidimensionele ruimte. Punten zijn zo geordend dat de afstand tussen paren van punten de sterkst mogelijke relatie met de similariteit tussen deze paren weergeeft. M.a.w., MDS maximaliseert de rank-order correlatie tussen 'distance measures' en 'distance in ordination space'. Punten worden zo gepositioneerd dat 'stress' minimaal is. De stress is dan een maat voor de mismatch tussen de twee afstandsmaten. Net zoals bij de clusteranalyse wordt hier gebruik gemaakt van de Bray Curtis similariteitsindex als afstandsmaat (distance measure).

Multivariate analyses werden uitgevoerd met het programma PC-ORD (MCCUNE & MEFFORD 1995).

Ten behoeve van de multivariate analyses werd een selectie doorgevoerd van de gebruikte bemonsteringspunten en soorten. Bij de ruimtelijke bemonsteringscampagne werd eerst een selectie doorgevoerd op de bemonsterde locaties. De drie locaties van de Ballastplaat werden steeds uit de analyse verwijderd. Ook de lege en (in bepaalde jaren) ontbrekende bemonsteringspunten werden niet opgenomen in de dataset. Vervolgens werd een selectie doorgevoerd op de taxa. Wanneer een taxon meer dan 1% uitmaakt van de biomassa of densiteit werd het in de analyse verwerkt. De beschrijving van de opgestelde datamatrixen voor de ruimtelijke bemonsteringscampagne wordt weergegeven in tabel 5–2.

Een eerste analyse gaat de verschillen in gemeenschapsstructuur tussen locaties na op basis van de gemiddelde densiteit of biomassa per locatie (gemiddeldes over de volledige studieperiode). Een tweede analyse gaat de verschillen in gemeenschapsstructuur na tussen jaren op basis van de gemiddelde densiteit of biomassa per jaar (gemiddeldes van alle locaties per jaar). Een derde analyse combineert beide vorige, en analyseert de gemeenschapsstructuur tussen locaties en tussen jaren tegelijkertijd.

Tabel 5-2: Opsomming van de verschillende datamatrices van de ruimtelijke bemonsteringscampagne die werden opgesteld voor de verschillende ordinatie –en classificatie technieken.

Table 5-2: List of the different datamatrices made for the ordination –and classification analyses of the data from the spatial sampling campaign.

	Taxa	Locaties / Jaar
Gem. dens en biom per locatie	16	21 locaties
Gem. dens en biom voor alle jaren	16	10 jaar
Dens en biom voor alle stalen per jaar	16	205 stalen*jaar

Voor de verwerking van de maandelijkse campagnes werd een 'Multidimensional Scaling' ordinatie (MDS ordinatie) uitgevoerd voor elke locatie afzonderlijk. Deze ordinatie geeft een beeld van hoe de bodemdiergemeenschap als geheel verandert in de tijd op elke locatie. Er

werd geopteerd om dit per locatie afzonderlijk te doen, aangezien een verkennende classificatie met beide locaties te samen een volledige opsplitsing tussen beide weergaf.

5.3. Ruimtelijke en lange termijn patronen (1990-1999)

Soortendiversiteit

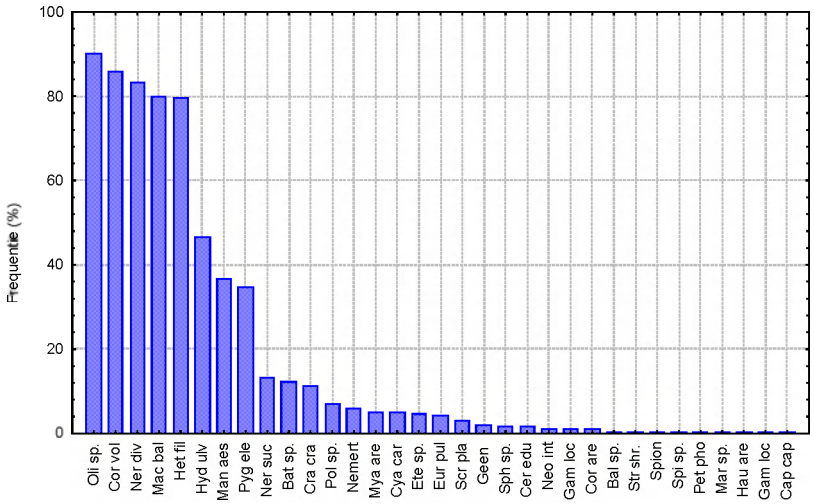
Taxasamenstelling voor de periode 1990-1999

In de periode 1990-1999 werden op het Groot Buitenschoor 32 taxa aangetroffen. Een lijst van deze taxa kan worden weergevonden in bijlage V-1.

De voornaamste groepen waren Annelida (13 taxa), Arthropoda (12 taxa), Mollusca (6 taxa) en Nemertinea (1 taxon). Er waren 4 taxa waarvan enkel één onvolledig exemplaar werd aangetroffen: *Balanus* sp., *Marenzelleria* sp., *Spio* sp. en een niet nader gedefinieerde worm behorende tot de Spionidae. Daarnaast waren er 3 soorten waarvan slechts 1 exemplaar werd aangetroffen: *Gammarus locusta* (1990), *Petricola pholadiformes* (1995) en *Streblospio shrubsoli* (1998). Daarenboven waren er nog twee soorten die slechts éénmalig in 1 locatie werden aangetroffen: *Haustorius arenarius* (1998: locatie 15; 3 exemplaren) en *Capitella capitata* (1991: locatie 9; 2 exemplaren).

Frequentie van voorkomen

De frequentie van voorkomen van alle taxa over de gehele studieperiode wordt uitgezet in figuur 5-1. De vijf meest voorkomende taxa waren: Oligochaeta (90%), *Corophium volutator* (86%), *Nereis diversicolor* (83%), *Heteromastus filiformis* (79%) en *Macoma balthica* (79%). Het zesde taxon op rij werd duidelijk veel minder aangetroffen: *Hydrobia ulvae* (47%). 2.14% van de bemonsteringspunten waren leeg (figuur 5-1).



Figuur 5-1: Frequentieverdeling per taxon voor de periode 1990-1999 (n=234). De gebruikte afkortingen kunnen worden teruggevonden in bijlage V-1.

Figure 5-1: Frequency distribution per taxon for the period 1990-1999 (n=234). The abbreviations are listed in appendix V-1.

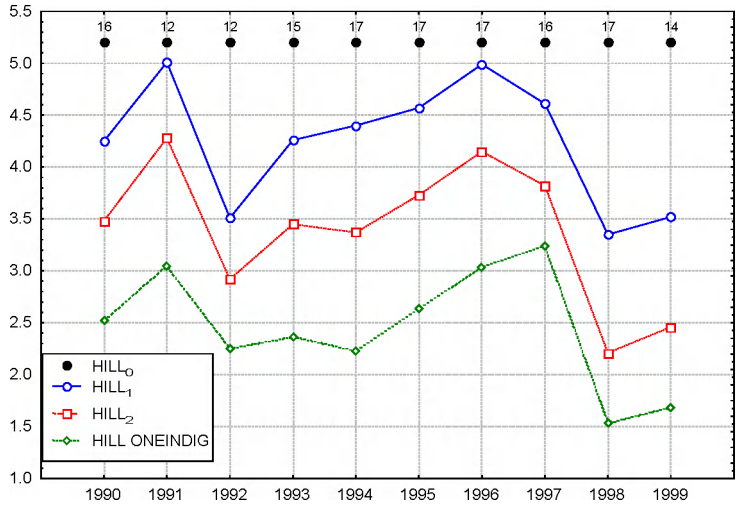
Diversiteit: Hill indexen

Het aantal taxa waargenomen per jaar varieerde tussen 12 en 17. In 1990 werden er 16 taxa aangetroffen op het Groot Buitenschoor. Dit aantal was in 1991 en 1992 beduidend lager (12). In 1993 nam het aantal terug toe (15) en tussen 1994 en 1998 schommelde het aantal taxa tussen 16 en 17. In 1999 werden 14 taxa aangetroffen op het Groot Buitenschoor. Het verloop van de drie overige Hill indexen vertoonde onderling sterke overeenkomsten: een relatief lage waarde in 1990, daarna een lichte stijging in 1991 en dan

opnieuw een daling in 1992. Tussen 1992 en 1997 stegen de indexen waarna een sterke daling optrad in 1998, gevolgd door een lichte stijging in 1999. Hoe hoger de Hill index, hoe meer het verloop tussen 1990 en 1994 wordt afgevlakt. Het verschil tussen 1997 en 1998 wordt echter extra benadrukt. In 1990 kwamen er 16 soorten voor, dat waren er vier meer dan in 1991 en toch was de diversiteit in 1990 lager. Dit is te verklaren doordat in 1991 minder soorten voorkwamen waarvan maar enkele exemplaren werden aangetroffen (figuur 5-2).

In 1991 en 1992 werden evenveel soorten aangetroffen, maar toch was de diversiteit in 1991 duidelijk hoger. Dit kwam doordat 1991 veel minder soorten heeft waarvan slechts 1 exemplaar werd teruggevonden. In 1991 waren dit er 2 en in 1992 7. Ook de dominante aanwezigheid van *Corophium volutator* in 1992 (vertegenwoordigt 50% van de totale densiteit) verklaart de lagere diversiteit.

De opvallende daling in 1998 en 1999 was een gevolg van de uitermate dominante aanwezigheid van *Corophium volutator*. In 1998 vertegenwoordigde deze soort maar liefst 65% van de totale densiteit (ondanks de aanwezigheid van in totaal 17 soorten), in 1999 was dat 59%.



Figuur 5-2: Verloop van vier Hill indexen in de periode 1990-1999. $Hill_0$ (=totaal aantal waargenomen soorten) staat boven het symbool vermeld.

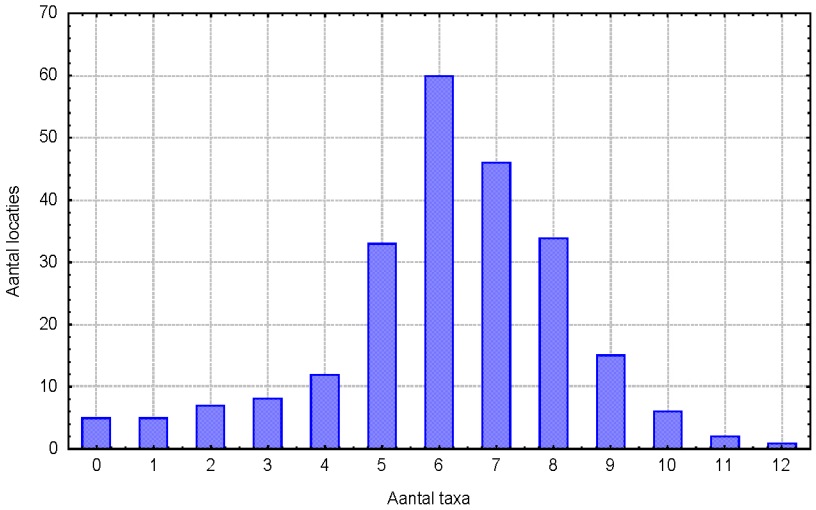
Figure 5-2: Course of four Hill indices during the period 1990-1999. $Hill_0$ (= total number of observed species), is mentioned above the symbol.

Aantal taxa per staal

In de meeste locaties werden jaarlijks 5-8 taxa waargenomen, met een optimum bij 6 taxa (26 %). In vijf stalen werd geen enkel taxon teruggevonden. Dit was steeds op de Ballastplaat (in 1992: locaties 15, 16 en 17, en in 1994: locaties 16 en 17). In 5 stalen werd slechts 1 taxon aangetroffen (in 1990: locaties 1 en 16, in 1991: locaties 1, 15 en 16).

Het lage aantal soorten in de locaties van de Ballastplaat is een gevolg van het eerder zandige karakter van deze locaties. De aanwezige gemeenschap wijkt dan ook sterk af van die op de andere locaties. Zo is de mobiele amphipoda *Bathyporeia* sp. duidelijk meer aanwezig op de Ballastplaat.

Het maximaal aantal waargenomen taxa bedroeg 12 (locatie 2 in 1997). De stalen met weinig taxa (0 tot en met 2) waren steeds afkomstig van de drie locaties van de ballastplaat en locatie 1 (figuur 5-3). Vooral in locatie 5 werden veel taxa aangetroffen (zie ook bijlage V-2).



Figuur 5-3: Frequentiedistributie van het aantal taxa per staal (periode 1990-1999).

Figure 5-3: Frequency distribution of the number of taxa per sample (1990-1999)

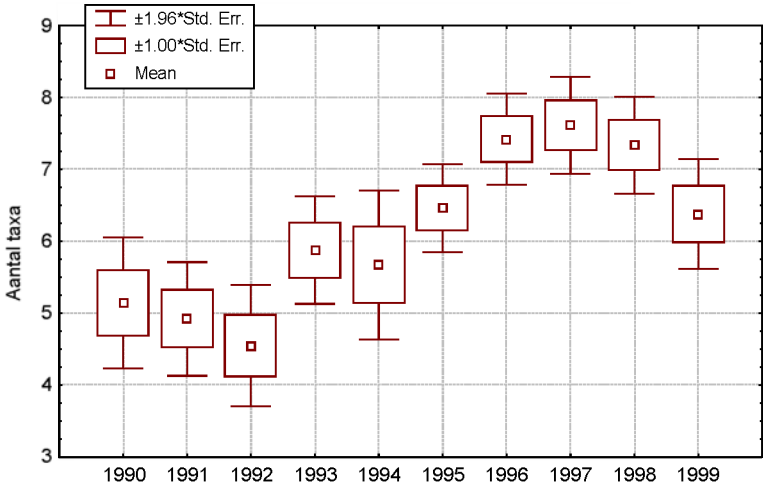
Het gemiddeld aantal taxa per jaar varieerde duidelijk doorheen de studieperiode. Vooral de eerste jaren werden gekenmerkt door een relatief laag aantal taxa. Een duidelijke stijging was merkbaar in de periode 1994-1997, waarna het gemiddeld aantal taxa terug daalde, maar wel nog steeds hoger was dan in 1994 (tabel 5-3 en figuur 5-4). Algemeen kan dan ook gesteld worden dat de eerste vijf jaren het aantal taxa per locatie gemiddeld lager was dan gedurende de laatste vijf jaren.

De meeste locaties waren relatief constant wat het aantal taxa betrof dat ieder jaar werd waargenomen. Voor een aantal locaties gold dat vóór 1995 gemiddeld een lager aantal taxa werd waargenomen dan na 1995 (locaties 1, 2, 4 en 5). Al deze locaties lagen ten zuiden van de leidam.

Tabel 5-3: Gemiddeld aantal taxa per locatie, per jaar.

Table 5-3: Average number of taxa per location, per annum.

Jaar	Gem. aantal taxa
1990	5.14
1991	4.92
1992	4.54
1993	5.87
1994	5.67
1995	6.46
1996	7.42
1997	7.61
1998	7.33
1999	6.37



Figuur 5-4: Gemiddeld aantal taxa per locatie, per jaar.

Figure 5-4: Average number of taxa per location, per annum.

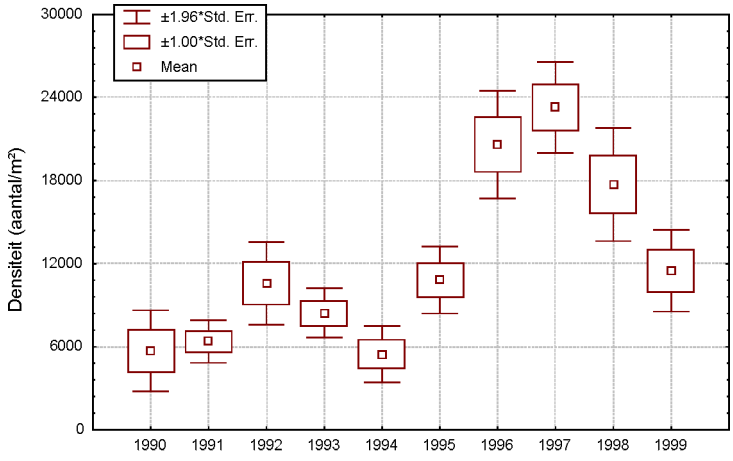
Totale densiteit en biomassa

Totale densiteit op het Groot Buitenschoor in de periode 1990-1999

De gemiddelde totale densiteit van het macrobenthos op het Groot Buitenschoor bedroeg 12093 ± 605.3 organismen per m² voor de volledige studieperiode. De gemiddelde densiteit per jaar wordt voorgesteld in tabel 5-4 en in figuur 5-5. In de periode 1990-1994 schommelde de densiteit tussen ± 5450 en 10571 individuen per m^2, met eerst een toename (1990-1992), gevolgd door een afname met een minimum in 1994. Na 1994 kende de gemiddelde densiteit een duidelijke toename en bereikte een maximum in 1997, waarna in 1998 en 1999 de densiteit terug afnam. Algemeen kan gesteld worden dat de eerste vijf jaren de densiteit gemiddeld als laag kon beschouwd worden, terwijl de laatste vijf jaren er gemiddeld een veel hogere densiteit werd waargenomen. Tussen de laagste en hoogste gemiddelde densiteit was een factor 4 verschil.

Tabel 5-4: Gemiddelde densiteit (aantal/m²) per jaar.
Table 5-4: Average density (number/m²) per annum

Jaar	Gem. densiteit (aantal/m²)
1990	5695.72
1991	6378.42
1992	10570.79
1993	8449.59
1994	5449.26
1995	10823.91
1996	20594.27
1997	23280.53
1998	17715.32
1999	11492.34



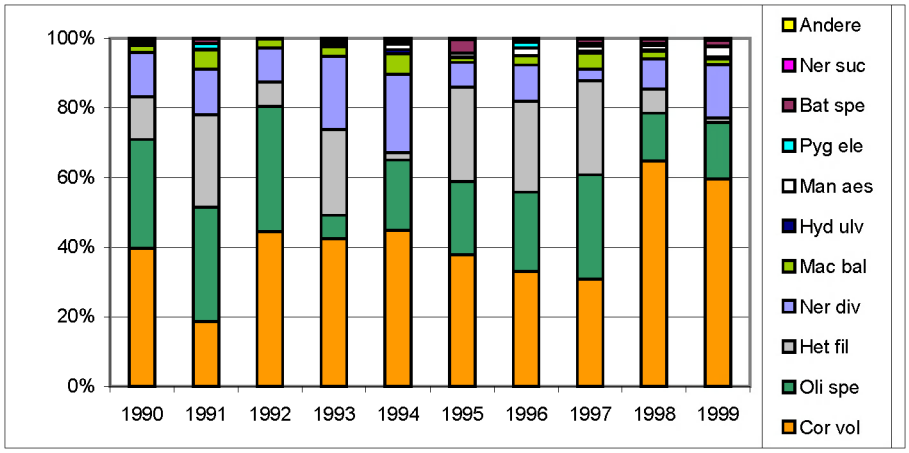
Figuur 5-5: Gemiddelde densiteit (aantal/m²) per jaar.
Figure 5-5: Average density (number/m²) per annum.

Er bestaat een significante, maar geen sterke positieve correlatie (Spearman rank) tussen de densiteit en het slibgehalte (N=213, r=0.23, p<0.05). Wel wordt er een positief significant verband aangetoond tussen de gemiddelde densiteit per jaar en het gemiddeld slibgehalte (N=9, r=0.78, p=0.01). Jaren met een gemiddeld hoog slibgehalte werden gekenmerkt door significant hogere gemiddelde densiteiten. Bij het berekenen van beide correlaties werden de gegevens van 1990 buiten beschouwing gelaten.

Relatieve densiteit per taxon

Voor de hele studieperiode maakten vijf soorten >95% van de waargenomen densiteit uit *Corophium volutator* werd veruit het meeste aangetroffen (42% van het totale aantal), gevolgd door Oligochaeta (23%), *Heteromastus filiformis* (18%) en *Nereis diversicolor* (11%). *Macoma balthica* maakte 3% uit van het totale aantal. In figuur 5-6 wordt per jaar de relatieve densiteit weergegeven voor de 10 meest frequente taxa (zie figuur 5-1).

Tot en met 1997 vertegenwoordigde *Corophium volutator* 19-45% van de totale densiteit; enkel in 1991 was dit beduidend lager. In 1998 en 1999 bedroeg deze waarde maar liefst 60%. Het aandeel van *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta was niet altijd even groot. Vooral het aandeel van *Heteromastus filiformis* was in 1994 en 1999 zeer laag.



Figuur 5-6: Relatieve densiteit voor de 10 meest frequente taxa.

Figure 5-6: Relative density for the 10 most common taxa.

Totale biomassa op het Groot Buitenschoor in de periode 1990-1999

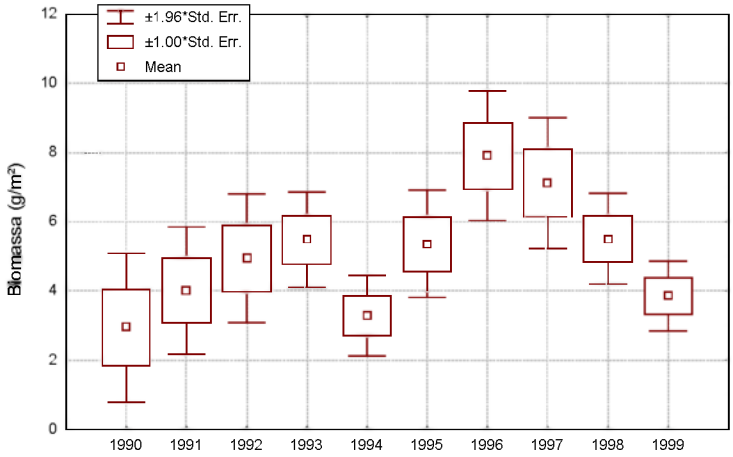
In de periode 1990-1999 bedroeg de gemiddelde biomassa op het Groot Buitenschoor 5.06 ± 0.28 g AFDW/m². De gemiddelde biomassa per jaar wordt weergegeven in tabel 5-5 en in figuur 5-7. In de periode (1990-1993) nam de biomassa gestaag toe. In 1994 trad er een duidelijke afname op, die vooral te wijten was aan de lagere biomassa van *Heteromastus filiformis*. De maximale gemiddelde biomassa werd bereikt in 1996 en werd in belangrijke mate bepaald door de hoge biomassa van *Heteromastus filiformis*. Ook de daling tussen 1997 en 1999 was voornamelijk afhankelijk van de biomassa van deze soort. Het patroon was sterk gelijkend op het densiteitspatroon, maar het verschil tussen de laagste en hoogste biomassa was lager (2.5x) in vergelijking tot de densiteit (figuur 5-7 en tabel 5-5).

Er bestaat geen statistisch relevante relatie tussen de gemiddelde biomassa per locatie en het slibgehalte (N=213, Spearman r=0.08, p>0.05). Evenmin werd er een significant verband aangetoond tussen de gemiddelde biomassa per jaar en het gemiddeld slibgehalte per jaar (N=9, r=0.47, p>0.05).

Tabel 5-5: Gemiddelde biomassa (g AFDW/m²) per jaar.

Table 5-5: Average biomass (g AFDW/m²) per annum.

Jaar	Gemiddelde biomassa (g/m²)
1990	2.95
1991	4.01
1992	4.95
1993	5.49
1994	3.29
1995	5.37
1996	7.91
1997	7.12
1998	5.51
1999	3.85

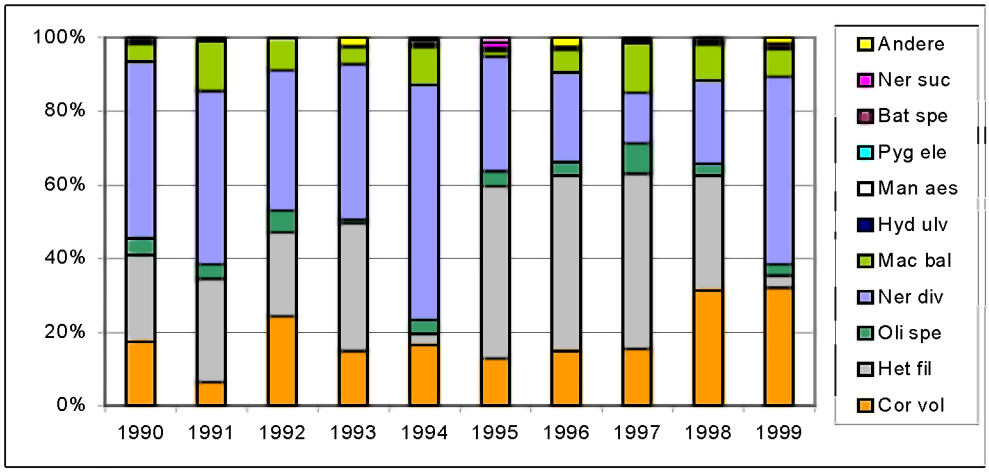


Figuur 5-7: Gemiddelde biomassa (g AFDW/m²) per jaar.

Figure 5-7: Average biomass (g AFDW/m²) per annum.

Relatieve biomassa per taxon

Wanneer voor de 10 meest frequente taxa de relatieve biomassa per jaar wordt uitgezet (figuur 5-8), blijkt dat het aandeel van *Corophium volutator* en Oligochaeta veel lager was dan bij de densiteit (gemiddeld respectievelijk 18 en 4% van de totale biomassa). De biomassa van *Heteromastus filiformis* en *Nereis diversicolor* daarentegen was relatief gezien, veel belangrijker dan de densiteit van deze soorten (respectievelijk 33 en 35% van de totale biomassa). In 1994 bepaalde *Nereis diversicolor* ruim 60% van de biomassa. *Macoma balthica* bepaalde 8% van de totale biomassa.



Figuur 5-8: Relatieve biomassa voor de 10 meest frequente taxa.

Figure 5-8: Relative biomass for the 10 most common taxa.

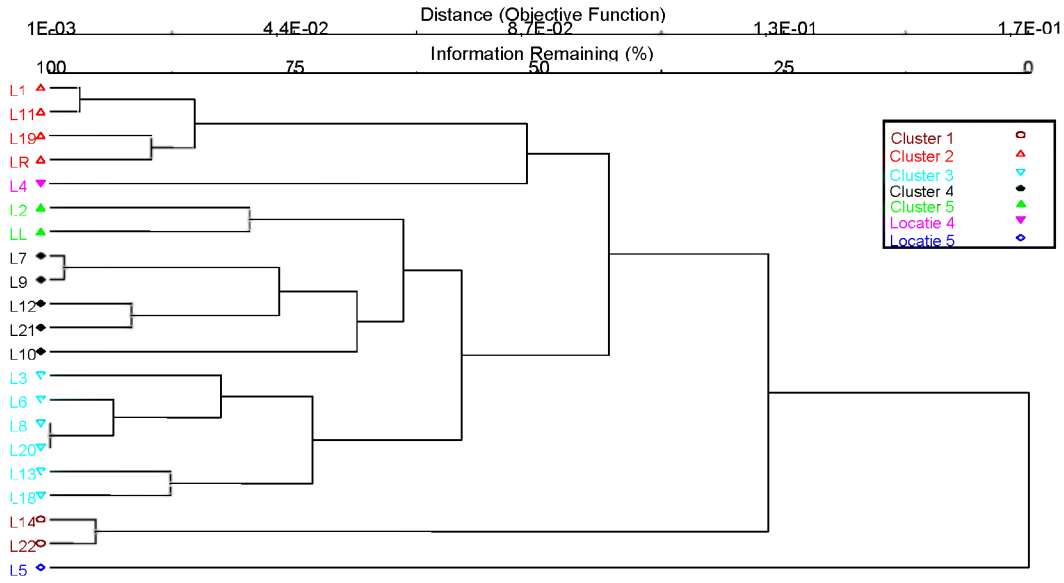
Gemeenschapsanalyse

Densiteit en biomassa per locatie

De clusteranalyse op basis van de gemiddelde densiteit per locatie splitst de 21 locaties op in 5 clusters. Locaties 4 en 5 worden apart geklasseerd (figuur 5-9). Op het ordinatie diagram (MDS-analyse) kunnen de verschillende clusters duidelijk onderscheiden worden (figuur 5-12, pagina 46). Uit de ordinatie blijkt nogmaals dat de bodemdiergemeenschap in locatie 5 sterk verschilt van die in andere locaties.

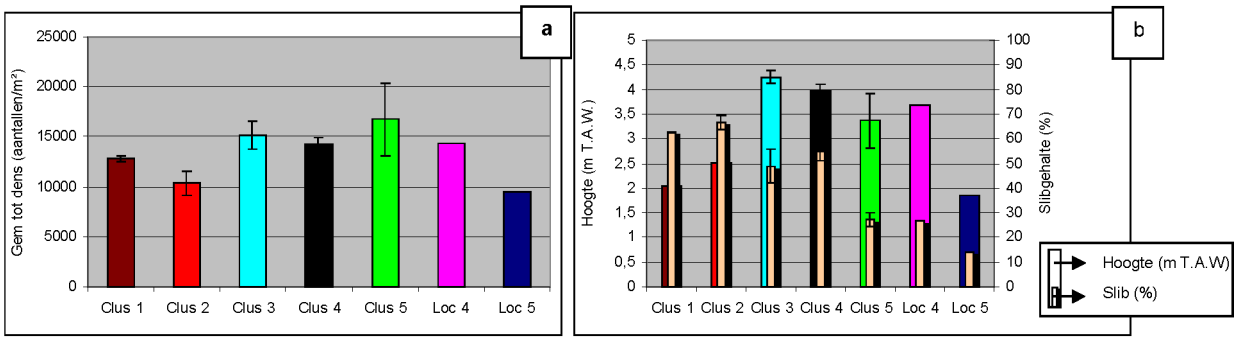
De totale gemiddelde densiteit varieerde niet zo sterk tussen de verschillende clusters (figuur 5-10a). De clusters verschilden voornamelijk in het relatief belang van de dominante soorten. Er is wel een duidelijk onderscheid in hoogteligging en slibgehalte (figuur 5-10b). De clusters oriënteren zich in een bandvormig patroon, parallel aan de dijk (figuur 5-13, pagina 46). Opvallend is verder dat vier van de zes locaties gelegen ten zuiden van de strekdam zich onderscheiden van de andere clusters. Hierna volgt een korte bespreking van de verschillende clusters.

De bodemdiergemeenschap is in locatie 5 sterk veranderd gedurende de studieperiode. De veranderingen waren in grote mate gebonden aan de sedimentsamenstelling maar ook aan de hoogteligging (figuur 5-11). Dit was vooral duidelijk in de periode 1994-1997. In deze periode was het slibgehalte duidelijk hoger dan in de periode daarvoor, hetgeen zich vertaalde in een toenemende densiteit van met name *Heteromastus filiformis*. Deze toename werd nog eens extra gestuwd door een toenemende hoogteligging. In 1998 en 1999 nam het slibgehalte terug sterk af en kwam *Heteromastus filiformis* nog nauwelijks voor.



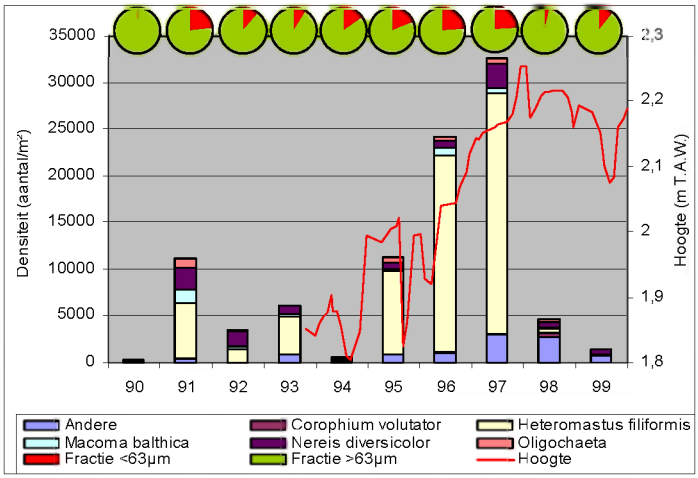
Figuur 5-9: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray-Curtis, Average grouping) op basis van de gemiddelde densiteit per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerd).

Figure 5-9: Group average sorting of all sampled locations based on mean density data using Bray-Curtis similarities. The data were transformed (log(x+1)).



Figuur 5-10: a) Totale gemiddelde densiteit per cluster. b) Gemiddelde hoogteligging (primaire y-as) en slibgehalte per cluster (secundaire y-as).

Figure 5-10: a) Total mean density per cluster. b) Mean altitude (primary y-axis) and mud content per cluster (secondary y-axis).



Figuur 5-11: Densiteit van de 5 meest voorkomende taxa, hoogte en sedimentsamenstelling op locatie 5 (1990-1999).

Figure 5-11: Density of the 5 most common taxa, altitude and sediment composition at location 5 (1990-1999).

Een volgende splitsing onderscheidt de locaties 14 en 22 (cluster 1) van de overige locaties. Deze locaties worden gekenmerkt door een zeer lage densiteit van *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor* en door de hoge densiteit van *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta. Deze twee locaties bevonden zich laag in het intergetijdengebied tegen de Appelzak vloedschaar aan. Hier is het sediment zeer slibrijk.

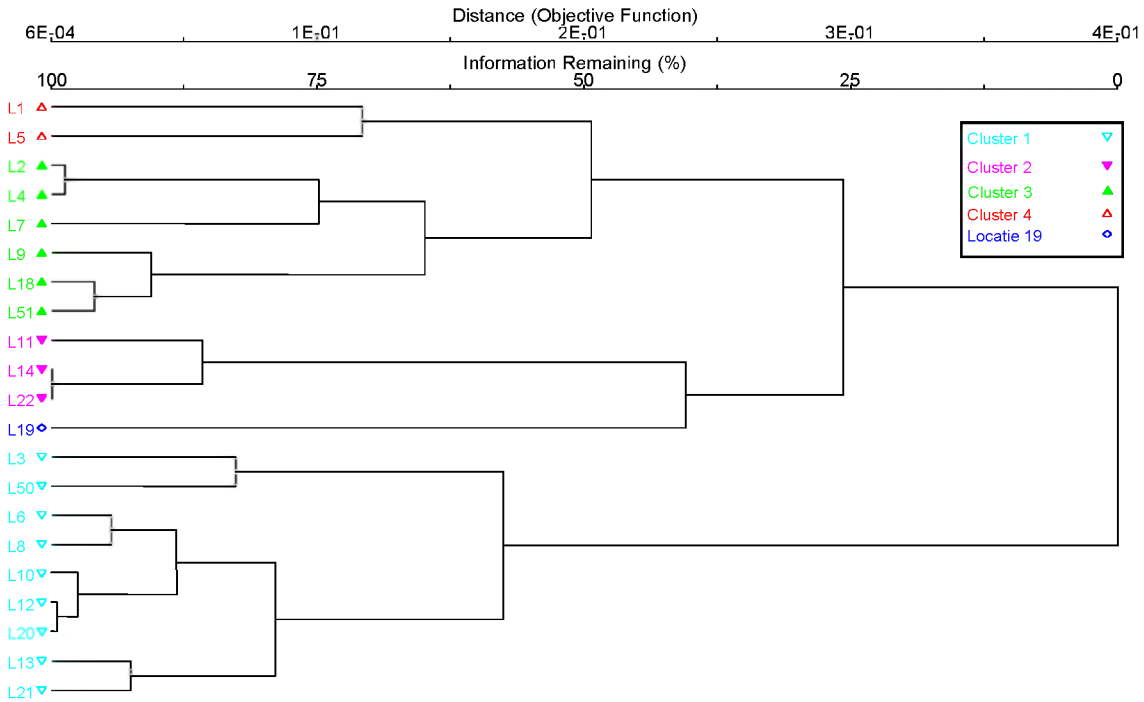
De tweede cluster groepeert 4 locaties. Het sediment in deze locaties was uitermate slibrijk (figuur 5-10b). Deze cluster kenmerkt zich door een relatief hoge densiteit van Oligochaeta en door een relatief lage densiteit van *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor*. Locatie 4, gelegen ten zuiden van de strekdam, onderscheidt zich van deze cluster op basis van de relatief hoge densiteit van *Pygospio elegans*, *Macoma balthica* en van *Nereis diversicolor*. Het sediment in deze hoger gelegen locatie was relatief slibarm.

De overige locaties worden verder opgesplitst in drie clusters, waarbij cluster 4 en 5 op een lager niveau afsplitsen dan cluster 3. De locaties van cluster 3 situeerden zich hoog op het slik nabij de schorrand, terwijl de locaties van cluster 4 over het algemeen wat lager op het slik voorkwamen. Vooral wat betreft de densiteit van *Macoma balthica* verschillen beide clusters van elkaar: de locaties van cluster 3 kenden doorgaans een lagere densiteit.

Cluster 5, met de beide locaties gelegen ten zuiden van de strekdam, wordt gekenmerkt door een relatief hoge densiteit van *Nereis diversicolor* en door een lage densiteit van Oligochaeta.

Voor de figuren van de gemiddelde densiteit per cluster voor de 5 meest voorkomende taxa wordt verwezen naar bijlage V-3.

De clusteranalyse op basis van de biomassa deelt de locaties op in 4 clusters, locatie 19 wordt apart geklasseerd (figuur 5-14). Ook het ordinatiediagram van de MDS-analyse toont dat de verschillende clusters duidelijk verschillen (figuur 5-16, pagina 47). Locatie 19 wordt eveneens duidelijk apart gegroepeerd.



Figuur 5-14: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van de gemiddelde biomassa per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerd).

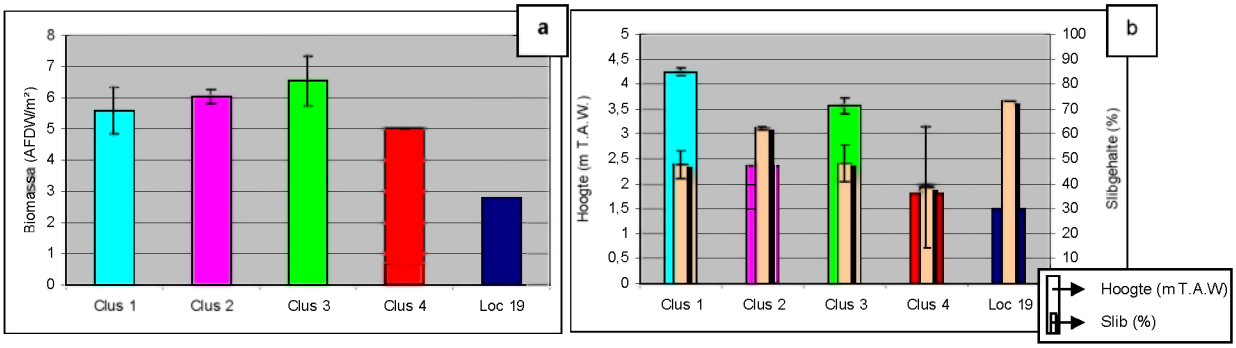
Figure 5-14: Group average sorting of all sampled locations based on mean biomass data using Bray-Curtis similarities. The data were transformed (log(x+1)).

De totale gemiddelde biomassa varieerde niet sterk tussen de verschillende clusters. De gemiddelde biomassa in locatie 19 daarentegen was beduidend lager (figuur 5-15). Wel onderscheiden de clusters zich op basis van de hoogteligging en het slibgehalte. Net zoals bij de densiteit, oriënteren de verschillende clusters zich volgens een bandvormig patroon, parallel aan de dijk (figuur 5-17, pagina 47). Elke cluster wordt nu kort besproken.

De eerste cluster bevat 9 locaties, en kenmerkt zich door een zeer lage biomassa van *Heteromastus filiformis*. De biomassa van *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor* was zeer hoog. De locaties van deze cluster situeerden zich hoog op het slik, tegen de rand van het schor aan (figuur 5-15b). Vervolgens wordt een tweede cluster gevormd, waarvan locatie 19 zich vrij snel afzondert. In cluster 2 is vooral de biomassa van *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor* zeer laag en die van *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta zeer hoog. Locatie 19 onderscheidt zich van deze cluster door de lagere densiteit van *Heteromastus filiformis* en van *Macoma balthica*. Locatie 19 kent overigens de laagste gemiddelde biomassa (figuur 5-15a) en is het laagst gelegen. Het gemiddeld slibgehalte is in deze locatie maximaal (figuur 5-15b).

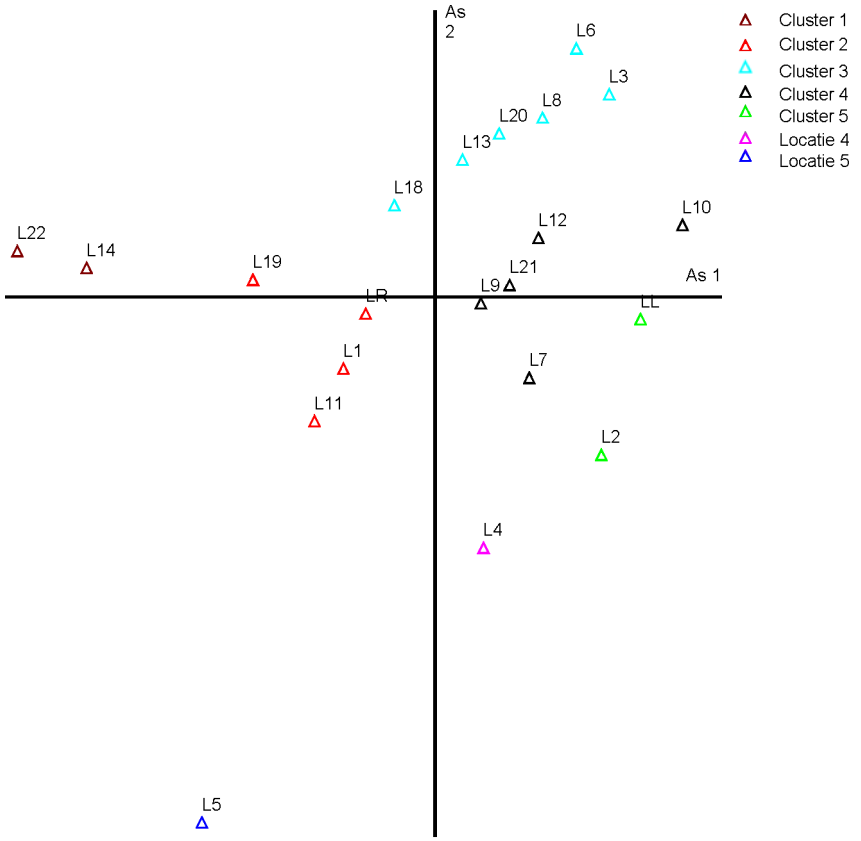
De overige locaties worden verder onderverdeeld in 2 clusters (cluster 3 en 4). Cluster 3 kent de hoogste gemiddelde biomassa hetgeen een gevolg is van de hoge biomassa van *Macoma balthica*. In de vierde cluster is vooral de biomassa van Oligochaeta opvallend laag. De locaties van deze cluster kenden een gemiddeld lage ligging.

Voor de figuren van de gemiddelde biomassa per cluster voor de 5 meest voorkomende taxa wordt verwezen naar bijlage V-4.



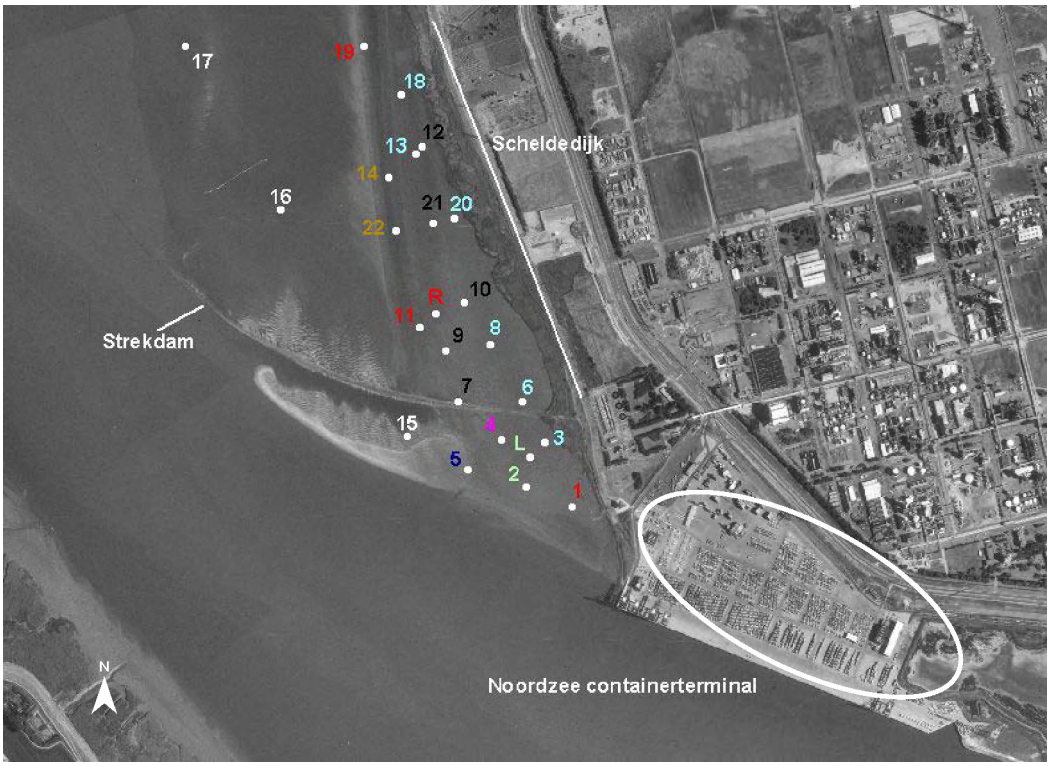
Figuur 5-15: a) Totale gemiddelde biomassa per cluster. b) Gemiddelde hoogteligging (primaire y-as) en slibgehalte per cluster (secundaire y-as).

Figure 5-15: a) Total mean biomass per cluster. b) Mean altitude (primary y-axis) and mud content per cluster (secondary y-axis).



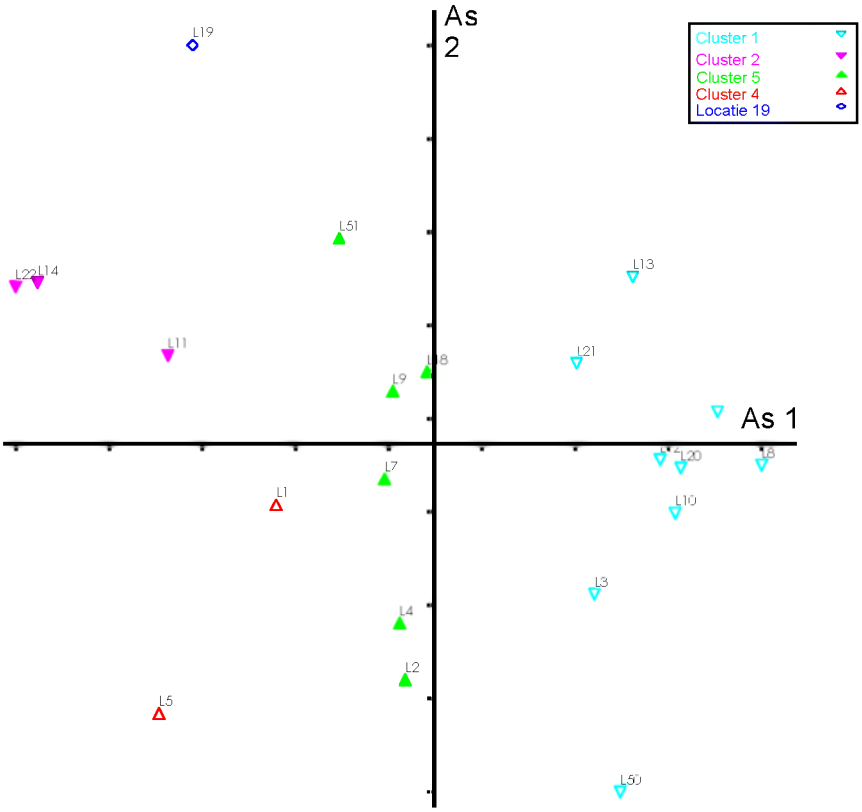
Figuur 5-12: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde densiteit per taxon per locatie (log (x+1) getransformeerde gegevens. De vier clusters worden gesuperponeerd.

Figure 5-12: MDS-ordination diagram of all sampled locations based on mean density data. The data were transformed (log(x+1)). The four clusters are marked on the diagram.



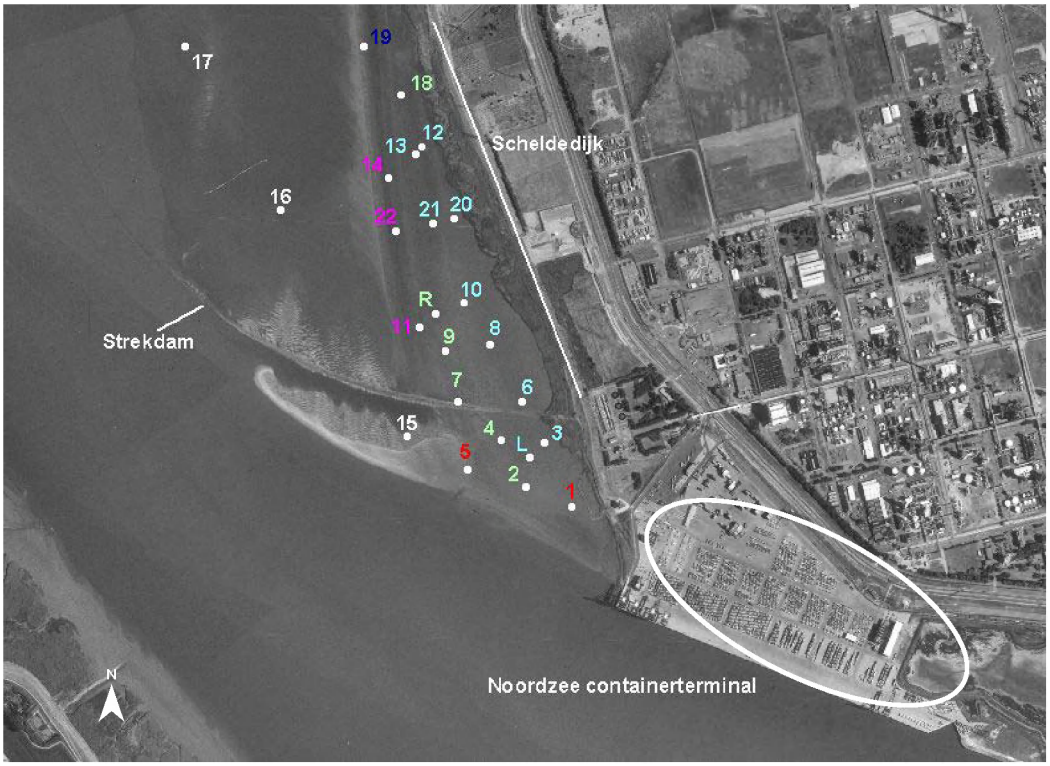
Figuur 5-13: Voorstelling van de gevormde clusters (gemiddelde densiteit/loc) op een luchtfoto van het studiegebied.

Figure 5-13: Location of the formed clusters (mean density/location) on an aerial photograph of the study area.



Figuur 5-16: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde biomassa per taxon per locatie (log (x+1)) getransformeerd. De clusters worden gesuperponeerd.

Figure 5-16: MDS-ordination diagram of all sampled locations based on mean biomass data. The data were transformed (log(x+1)). The clusters are marked on the diagram.

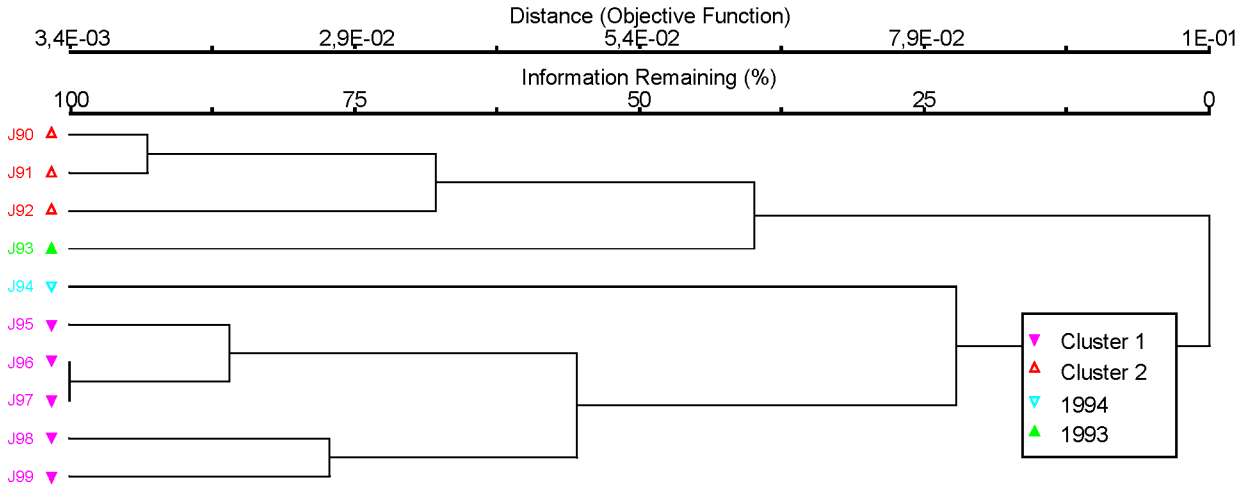


Figuur 5-17: Voorstelling van de gevormde clusters (gemiddelde biomassa/loc) op een luchtfoto van het studiegebied.

Figure 5-17: Location of the formed clusters (mean biomass/location) on an aerial photograph of the study area.

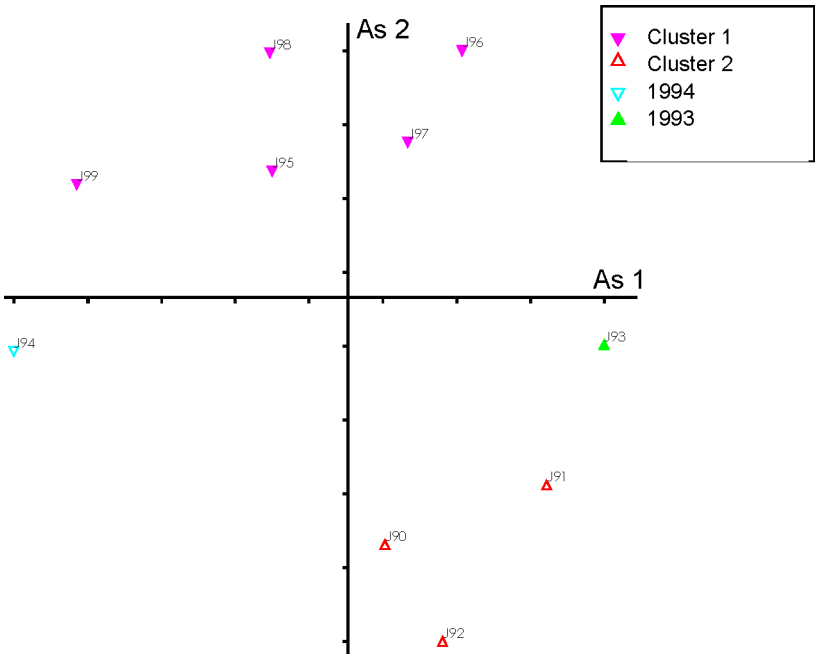
Gemiddelde densiteit en biomassa per jaar

De clusteranalyse op basis van de gemiddelde densiteit per jaar deelt de jaren op in twee clusters, 1993 en 1994 worden apart geklasseerd (figuur 5-18). De ordinatie plot van de MDS-analyse illustreert hoezeer de twee clusters van elkaar verschillen. De laatste jaren situeren zich alle boven as 1, en de beginjaren onder as 1 (figuur 5-19).



Figuur 5-18: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van gemiddelde densiteiten per taxon per jaar (log (x+1) getransformeerd).

Figure 5-18: Group average sorting of all sampled years based on mean density data using Bray-Curtis similarities. The data were transformed (log(x+1)).



Figuur 5-19: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde densiteit per taxon per jaar (log (x+1)) getransformeerd. De 2 clusters worden gesuperponeerd.

Figure 5-19: MDS-ordination diagram of all sampled years based on mean density data. The data were transformed (log(x+1)). The 2 clusters are marked on the diagram.

In de eerste cluster zitten alle jaren vanaf 1995 tot en met 1999. Deze cluster heeft de maximale gemiddelde densiteit. *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis*, Oligochaeta en *Corophium volutator* hebben alle een maximale densiteit.

Het jaar 1994 onderscheidt zich van de eerste groep voornamelijk door de zeer lage densiteit van *Heteromastus filiformis*. Deze cluster heeft ook de laagste gemiddelde densiteit.

De tweede cluster groepeert alle jaren van het begin van de studieperiode. Deze cluster kenmerkt zich door de lage densiteit van *Nereis diversicolor* en door de relatief hoge densiteit van Oligochaeta. Wat betreft de andere taxa is de densiteit steeds zeer laag.

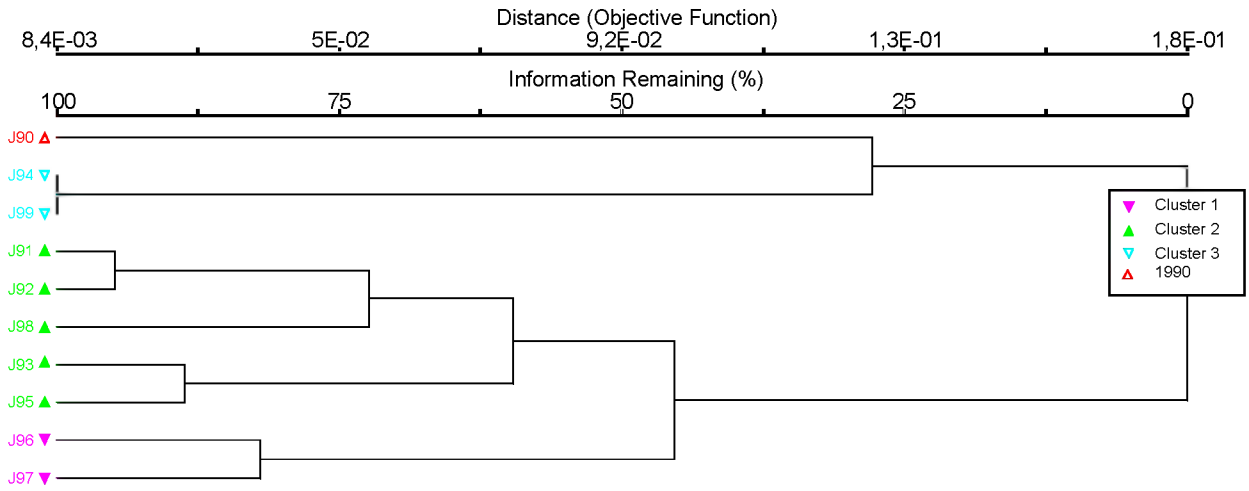
Het jaar 1993 wordt van de tweede cluster afgezonderd door de maximale densiteit van *Nereis diversicolor* en door de zeer lage densiteit van Oligochaeta.

Voor de figuren van de gemiddelde densiteit per cluster van de 5 meest voorkomende taxa per cluster wordt verwezen naar bijlage V-5.

De clusteranalyse van de biomassa per jaar deelt de jaren op in 4 clusters, 1990 wordt apart gegroepeerd (figuur 5-20). Deze groepen vertonen zeer weinig overeenkomst met de groepen die worden gevormd bij de densiteit. Het jaar 1990 wordt nu duidelijk apart geplaatst, het is dan ook in dit jaar dat de laagste gemiddelde biomassa werd aangetroffen. De ordinatie op basis van een MDS illustreert dat de clusters zich duidelijk afzonderen (figuur 5-21).

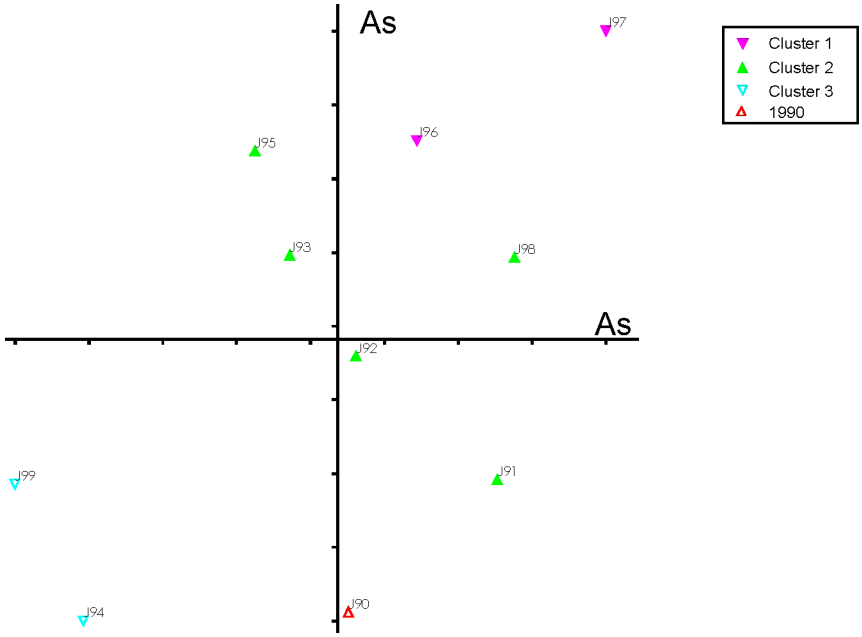
De eerste cluster groepeert 1996 en 1997 en kent de hoogste gemiddelde biomassa. Vooral de densiteit van *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta is in deze jaren hoog. De tweede cluster kenmerkt zich vooral door een relatief hoge biomassa van *Nereis diversicolor*. Daar waar bij de densiteit de jaren 1994 en 1999 in 2 afzonderlijke clusters worden ondergebracht, worden deze nu samen gegroepeerd. De lage biomassa van *Heteromastus filiformis* is hiervan de oorzaak.

Voor de figuren van de gemiddelde biomassa per cluster van de 5 meest voorkomende taxa per cluster wordt verwezen naar bijlage V-6.



Figuur 5-20: Dendrogram van de clusteranalyse (Bray -Curtis, Average Grouping) op basis van gemiddelde biomassa per taxon per jaar (log (x+1) getransformeerd).

Figure 5-20: Group average sorting of all sampled years based on mean biomass data using Bray-Curtis similarities. The data were transformed (log(x+1)).

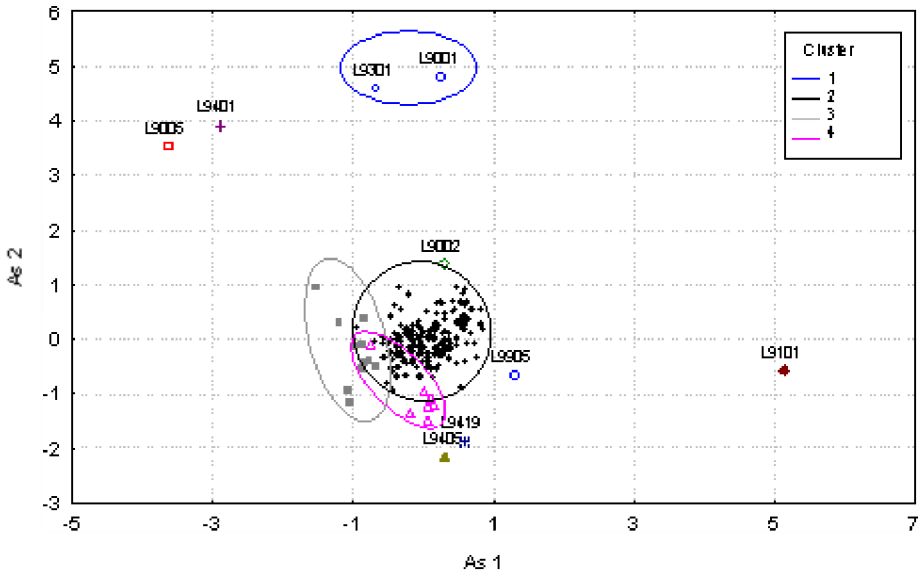


Figuur 5-21: Ordinatieplot op basis van een MDS analyse van de gemiddelde biomassa per jaar (log (x+1)) getransformeerd. De 3 clusters worden gesuperponeerd.

Figure 5-21: MDS-ordination diagram of all sampled years based on mean biomass data. The data were transformed (log(x+1)). The 3 clusters are marked on the diagram.

Totale densiteit en biomassa voor de interactie jaar x locatie

De clusteranalyse op basis van de densiteit per locatie deelt de 205 samples op in 4 groepen. Volgende stalen werden apart gegroepeerd: 9101, 9401, 9405, 9419, 9905, 9005, 9002 en 9102. Vooral locaties 1 en 5 blijken zich af te zonderen van de andere locaties. De 4 gevormde groepen bestaan uit respectievelijk 2, 11, 7 en 177 staalnames.

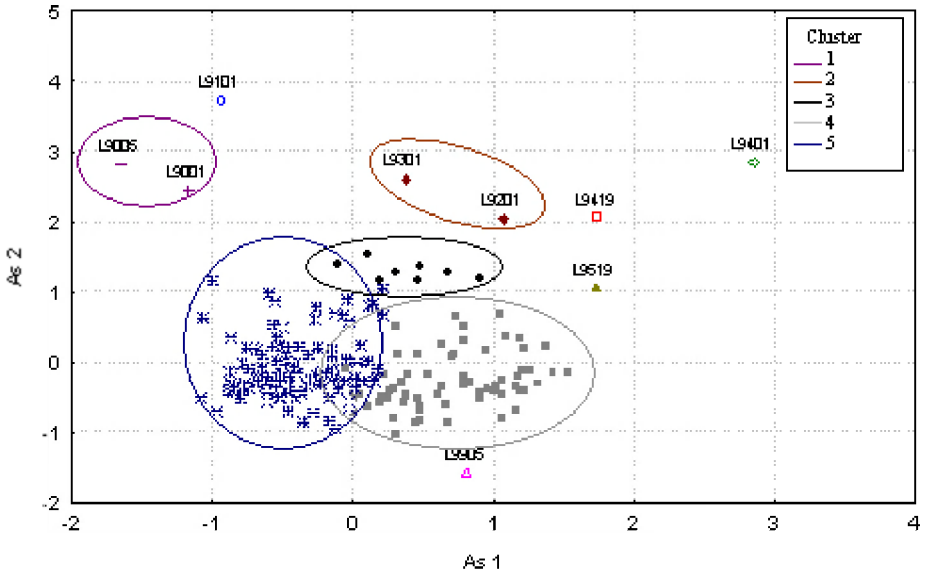


Figuur 5-22: MDS –ordinatieplot van densiteitsgegevens van de 205 bemonsteringsplaatsen. De clusters van de clusteranalyse (Bray –Curtis, Average Grouping) worden eveneens aangeduid.

Figure 5-22: MDS-ordination diagram based on density data of the 205 sampled locations. The clusters are marked on the diagram.

Wanneer de clusters worden aangeduid op de MDS –plot, blijkt dat de MDS –ordinatie volledig analoog is aan de clusteranalyse (figuur 5-22). Wat opvalt is dat vooral de densiteit in locatie 1 vaak afwijkt van die in andere locaties. Vooral in de beginperiode is de densiteit in locatie 1 afwijkend. Een tweede locatie waarvan de densiteit duidelijk verschillend is, is locatie 5.

Bij de clusteranalyse van de totale biomassa worden de 205 bemonsteringsplaatsen opgedeeld in 5 groepen. Er worden 5 bemonsteringsplaatsen afzonderlijk gegroepeerd: 9101, 9401, 9419, 9519 en 9905. De 5 groepen bevatten respectievelijk 2, 2, 7, 67 en 122 bemonsteringsplaatsen. Wanneer de 5 clustergroepen worden aangeduid op de MDS –plot, blijkt dat de groepen zeer weinig overlap vertonen (figuur 5-23).



Figuur 5-23: MDS –ordinatieplot van biomassagegevens van de 205 bemonsteringsplaatsen. De groepen van de clusteranalyse (Bray –Curtis, Average Grouping) worden eveneens aangeduid.

Figure 5-23: MDS-ordination diagram based on biomass data of the 205 sampled locations. The clusters are marked on the diagram.

Net zoals bij de densiteit, wijkt ook nu vooral locatie 1 af van de overige locaties. De biomassa is in deze locatie vooral in het begin van de studieperiode anders. De biomassa in locatie 5 wijkt in dezelfde jaren af als bij de densiteit. Voor een aantal jaren is eveneens de biomassa van locatie 19 afwijkend. Al deze locaties worden afgezonderd op basis van een zeer lage biomassa van een dominante soort.

Voorkomen van dominante soorten

Voor de vijf meest voorkomende taxa wordt eerst een korte ecologische beschrijving gegeven, waarna in detail ingegaan wordt op het voorkomen van deze soorten op het Groot Buitenschoor. Ook werd bekeken in hoeverre significante verschillen tussen locaties en tussen jaren optraden. Tevens werd nagegaan wat het relatieve aandeel was van de ruimtelijke component (locaties), temporele component (jaren) en hun interactie (jaar*locatie) in het verklaren van de totale variantie.

Corophium volutator

Corophium volutator, de slijkgarnaal, is een euryhaliene soort die tot ver in de brakke zone doordringt (WOLFF 1973). *Corophium volutator* is duidelijk beter bestand tegen lagere zoutgehaltes dan *Corophium arenarium* (MCLUSKY 1967; MILLS & FISH 1980). *Corophium volutator* tolereert een minimale saliniteit van 2‰, en experimenteel werd aangetoond dat maximale groei optreedt bij saliniteiten 5-30‰, (MCLUSKY 1967; 1968a,b; 1970).

Corophium volutator prefereert slibrijke bodems op beschutte plaatsen (MCLUSKY 1968a,b; WOLFF 1973; FENCHEL *et al.* 1975), en is relatief goed bestand tegen anaërobe condities (GAMBLE 1970). De soort leeft in een U-vormige gang op een diepte van 1 tot 6 cm waarbij de bovenste laag van het omliggende substraat in de gang wordt getrokken m.b.v. de grote 2e antennes (Linke 1939). *Corophium volutator* is een selectieve 'surface deposit feeder' die zich in hoofdzaak voedt met diatomeeën (e.g. GERDOL & HUGHES 1994; SMITH *et al.* 1996). Slijkgarnalen zijn zelf favoriet voedsel voor bv. bergeenden en platvissen.

In het algemeen zijn de aantallen van *Corophium volutator* laag in de winter en de lente, maar vertonen een snelle toename in de zomerperiode. Vaak zijn er twee generaties per jaar, met een langer levende overwinterende generatie en een korter levende lente-zomer generatie (FISH & MILLS 1979; MÖLLER & ROSENBERG 1982; PEER *et al.* 1986; MEIBNER & BICK 1997). Uit de eerste broedgolf in het voorjaar ontstaat een generatie die in het najaar voor nakomelingen zorgt. Deze laatste generatie overwintert en sterft dan in de daaropvolgende zomer. In het Ythan estuarium is slechts één enkel broedseizoen waargenomen (MCLUSKY 1968b). De dieren worden daar geboren in de zomer van het ene jaar, groeien, overwinteren, broeden als ze 5 mm geworden zijn en sterven in de volgende zomer. Andere studies maken zelfs melding van vier generaties (MUUS 1967; OMORI & TANAKA 1984). *Corophium volutator* heeft zoals de meeste amphipoden geen larvaal stadium maar vertoont broedzorg. De vrouwtjes bewaren de eitjes op hun buik in een soort broedbuidel. De pas uitgekomen jongen blijven nog enkele dagen in de broedbuidel aanwezig. Na het verlaten van de broedbuidel blijven de jongen nog enkele uren in de ouderlijke gang, waarna ze hun eigen gang bouwen (HUGHES 1988).

De U –vormige gangen van de slijkgarnaal worden vaak verstoord. Daarom kunnen ze minder goed leven in de omgeving van kokkels en wadpieren.

Corophium volutator was één van de meest voorkomende soorten op het Groot Buitenschoor en was veruit de meest abundante soort. De gemiddelde densiteit van *Corophium volutator* op het Groot Buitenschoor bedroeg 5092 $\pm$ 407 ind.m^{-2} voor de volledige studieperiode (42% van de gemiddelde totale densiteit). De densiteit van *Corophium volutator* kende globaal gezien een toename in de studieperiode met een maximale densiteit in 1998. Algemeen kan worden gesteld dat de gemiddelde densiteit in de periode 1990-1995 lager was dan de gemiddelde densiteit in de periode daarna (figuur 5-24). Tussen de laagste en hoogste gemiddelde densiteit was een factor 4 verschil. Het patroon voor de biomassa van *Corophium volutator* was min of meer analoog aan dat van de densiteit van deze soort. Enkel in 1992 werd een relatief hogere biomassa waargenomen (figuur 5-24). Het aandeel van *Corophium volutator* tot de totale biomassa was in de meeste jaren < 20%. Enkel in 1992, 1998 en 1999 was dit hoger.

De gemiddelde densiteit van *Corophium volutator* verschilde significant tussen de locaties en de jaren (tabel 5-6), met ook een significante interactieterm. Op basis van de variantiecomponenten kon verder aangetoond worden dat het grootste deel van de variantie verklaard werd door verschillen tussen locaties (40%), maar ook de factor jaar (23%) had een relatief grote bijdrage. De bijdrage van de error term was het laagst (15%) van alle onderzochte soorten, wat er op wijst dat de variantie binnen een locatie (tussen de replica's) het kleinst was voor *Corophium volutator*.

In bijlage V-7a wordt het ruimtelijk patroon van de gemiddelde densiteit en biomassa van deze soort per locatie weergegeven. Deze figuren tonen dat de patronen van zowel densiteit als biomassa gevolgd worden door de meeste locaties. Opvallend is de toename in de locaties die ten zuiden van de leidam liggen.

Oligochaeta

Oligochaeta (Phylum Annelida) worden vaak onderverdeeld in 2 groepen: de aquatische en de terrestrische. De aquatische leven vooral in zoet water, slechts een klein deel komt voor

in brak en marien water. De terrestrische, waarvan de regenworm de bekendste vertegenwoordiger is, leven meestal in de waterfilm rond zandkorrels, in het grondwater of amfibisch. Determinatie gebeurt meestal op basis van de ventrale chaeta of op basis van het voortplantingsorgaan (HAYWARD & RYLAND 1995).

Oligochaeta zijn typische endobenthische organismen en leven in zelf gegraven gangen of gravend tussen de sedimentpartikels. Toch omvat de familie Naididae vooral soorten die zich zwemmend voortbewegen en zich boven op het sediment te goed doen aan levend of dood plantaardig materiaal. Deze soorten worden dan ook vooral in de bovenste centimeter van het sediment aangetroffen. De andere Oligochaeta vinden we (afhankelijk van de leeftijd, densiteit, soort en omgevingsvariabelen) op verschillende dieptes van het substraat.

De zuurstofconcentratie, saliniteit en organisch stofgehalte van het sediment zijn de voornaamste factoren die het voorkomen van Oligochaeta bepalen (REYNOLDSON 1987)

Het grootste deel van de Oligochaeta voedt zich met detritus. Een tweede belangrijke voedselbron vormen de algen en hogere planten. Soms worden hele cellen leeggegeten of worden plantencellen met behulp van het schaaf –of steekapparaat leeggezogen. Oligochaeten maken een belangrijk onderdeel uit van het voedselaanbod van watervogels en vissen.

De levenscyclus is evenmin eenvoudig; zowel sexuele, asexuele voortplanting als parthenogenese komen voor. Sexueel rijpe oligocheaten ontwikkelen een clitellum dat kan vergeleken worden met het zadel van een aardworm (HAYWARD & RYLAND 1995).

Een andere belangrijke eigenschap van deze soortengroep is het voorkomen van bioturbatie. De impact van deze organismen op de structuur en biochemie van de sediment-waterinterface is aanzienlijk. De dieptes tot waar ze de bodem omwoelen, de grote populaties die ze kunnen opbouwen en hun onafgebroken activiteit resulteren in een substantiële herwerking van de bodems waarin ze leven (SEYS *et al.* 1999). APPELBY en BRINKHURST (1970) toonden aan dat in de haven van Toronto, de bovenste 4-6 cm van het sediment jaarlijks 12 keer worden omgewoeld. Per etmaal verplaatsten ze 8 maal de hoeveelheid van hun eigen lichaamsgewicht.

Ondanks determinatie-problemen werd deze soortengroep reeds lang aangewend als indicator voor vervuiling, en dit voornamelijk in zoetwatersystemen. Een aantal indexen op basis van de Oligochaeta werden opgesteld. In vervuilingstudies is niet de aan of afwezigheid van belang, maar wel de abundantie van de verschillende soorten. Deze vertonen de neiging om geclusterd voor te komen (VECCHI *et al.* 1999).

In de β-mesohaliene zone van het Schelde-estuarium worden de Oligochaeta vertegenwoordigd door de tubificiden *Heterochaeta costata* en *Tubificoidis heterochaetus* en de naididen *Paranais litoralis* en *Amphichaeta sannio*. In november 1996 en oktober 2000 werden op het Groot Buitenschoor ook de soorten *Limnodrilus hoffmeisteri* en *Tubifex tubifex* aangetroffen. Dit is ten tijden van de maximale aantallen in het zoetwatergetijdengebied. Op het Groot Buitenschoor komen deze soorten wel opvallend diep in het sediment voor. Vermoedelijk om zo aan de hogere zoutconcentraties te ontsnappen. De oligohaliene zone (tussen Antwerpen en Rupelmonde) is zeer sterk verarmd met enkele lage aantallen oligochaeten. In het zoetwatergetijdengebeid komen zeer dense populaties tubificiden voor. Vooral de soorten *Limnodrilus hoffmeisteri* en *Tubifex tubifex* komen veel voor (SEYS *et al.*1999; DERDAELE 2001).

Het seizoenaal verloop van Oligochaeta is sterk verschillend afhankelijk van de locatie. Op het Groot Buitenschoor vertonen de dominante soorten *Heterochaeta costata* en *Tubificoidis heterochaetus* densiteits- en biomassapieken in de periode juli-december. De naididen daarentegen zijn het ganse voorjaar nadrukkelijk aanwezig, met een duidelijk afname in de

herfst. In de zoetwaterstations neemt de populatie toe vanaf mei – juni , bereikt een maximum in de late zomer om dan zeer snel af te nemen bij het begin van de winter (SEYS *et al.* 1999). Oligochaeta was het meest voorkomende taxon op het Groot Buitenschoor en Oligochaeta werden dan ook nagenoeg op elke locatie aangetroffen. De densiteit van Oligochaeta kende een toename in de beginperiode, waarna de densiteit sterk afnam in 1993. Daarna zette zich een stijgende trend in, en werd een maximale densiteit bereikt in 1997. In 1998 en 1999 waren de waarden terug vergelijkbaar met de die van de beginperiode (figuur 5-24). De gemiddelde biomassa van Oligochaeta beschrijft een identiek patroon als dat van de densiteit; lagere waarden in de beginperiode en een duidelijke piek in 1997 (figuur 5-24).

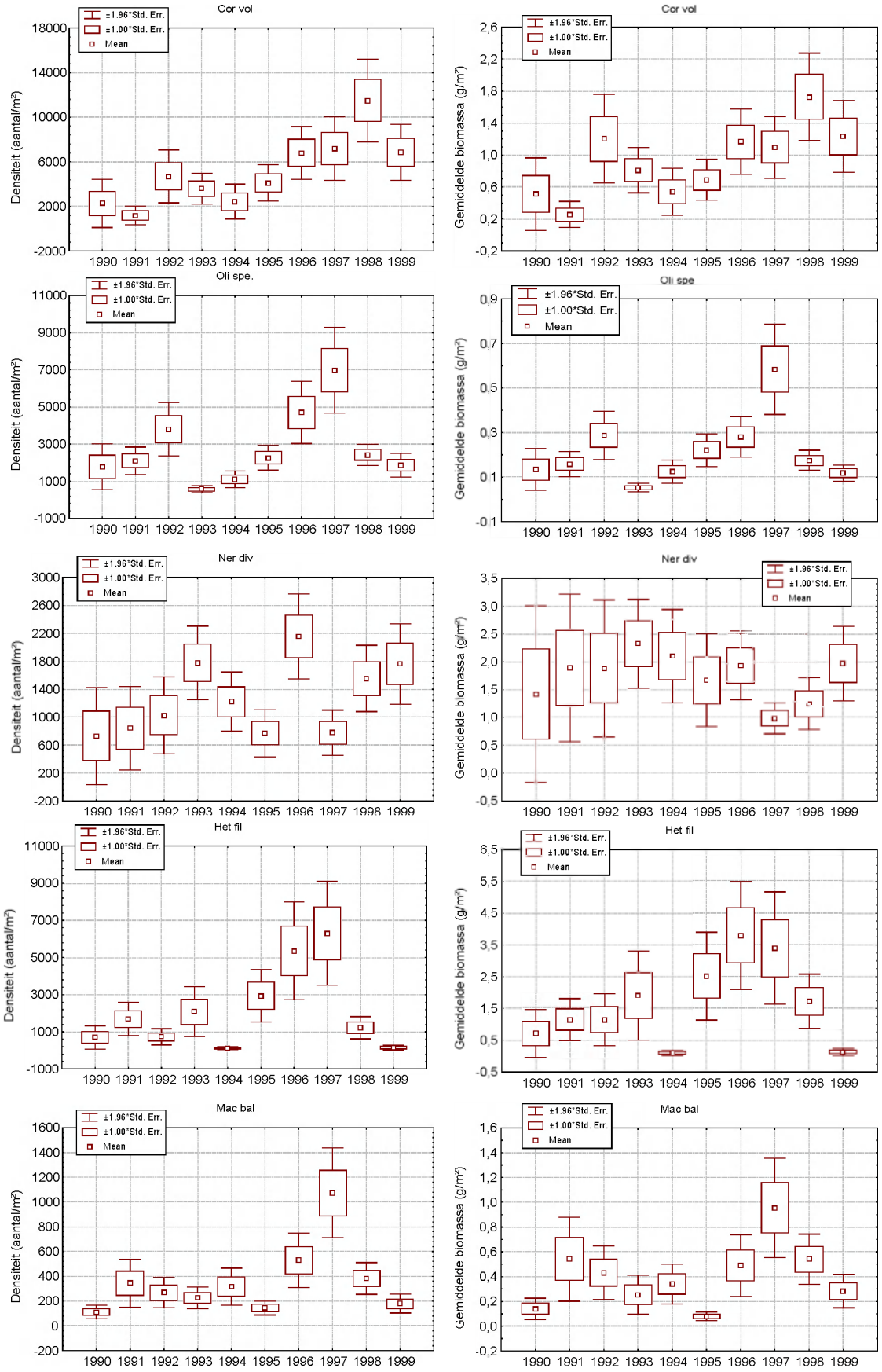
De gemiddelde densiteit van de Oligochaeta verschilde significant tussen de locaties en de jaren, met ook een significante interactieterm (tabel 5-6). Op basis van de variantiecomponenten kon worden aangetoond dat een relatief groot deel van de variantie verklaard werd door jaar (19%) en locatie (20%). Het aandeel van de error term was echter beduidend groter (35%). Dit wijst op een grote variantie tussen de replica's. In het ruimtelijk patroon is vooral de sterke daling van de densiteit in 1993 en 1994 opvallend. Deze daling wordt opgemerkt in alle locaties. Hetzelfde kan worden gesteld voor de plotse afname in 1998 en 1999 (bijlage V-7b).

Nereis diversicolor

Nereis diversicolor, de zeeduizendpoot, is één van de meest karakteristieke soorten van estuariene getijdegebieden. Door zijn zeer hoge tolerantie voor allerlei abiotische factoren (temperatuur, saliniteit, verontreiniging) is zijn verspreiding zeer groot, van de brakke Baltische Zee tot de hypersaliene lagunen van de Zwarte Zee (METTAM *et al.* 1982). *Nereis diversicolor* heeft een voorkeur voor ondiep mesohalien water (MUUS 1967; WOLFF 1973) en bezit een grote tolerantie t.o.v. saliniteitsverschillen (DALES 1951; HARTMANN-SCHRÖDER 1983). Het is dan ook van de euryhaliene polychaeten de soort die het verst stroomopwaarts estuaria binnendringt (tot in de oligohaliene zone). De soort kan zelfs gedurende verschillende dagen overleven in zoet water, maar kan er zich niet in voortplanten.

Nereis diversicolor graaft in het sediment een vertakt gangensysteem (HARTMANN-SCHRÖDER 1983). Gewoonlijk komt *Nereis diversicolor* op een diepte van 5-20 cm voor, maar bij vriesweer kruipt het dier tot 40 cm diep (MUUS 1967). *Nereis diversicolor* geeft de voorkeur aan zeer fijne, slibrijke sedimenten (WOLFF 1973). Algemeen wordt aangenomen dat *Nereis diversicolor* een omnivoor is, die gebruik kan maken van verschillende voedingsmethoden. GOERKE (1966) beschrijft *Nereis diversicolor* zowel als depositfeeder, carnivoor, aaseter, planteneter en filterfeeder. Volgens MUUS (1967) voedt *Nereis diversicolor* zich bij het opnemen van detritus voornamelijk met de erop levende meiofauna zoals nematoden, ostracoden, en nauplii van harpacticoide copepoden. MUUS (1967) stelde tevens predatie vast op *Corophium volutator* en chironomiden. HARTMANN-SCHRÖDER (1971) beschrijft dat *Nereis diversicolor* plantaardig materiaal opneemt in de vorm van detritus. REISE (1979) toonde experimenteel aan dat vooral plathelminthes en nematoden belangrijke prooien zijn terwijl ostracoden en copepoden relatief minder belangrijk waren. Volgens COMMITO (1982) voedt *Nereis diversicolor* zich met Nematoda, Turbellaria en kokkelbroed. Zelf is *Nereis diversicolor* een belangrijke voedselbron voor heel wat steltlopers en vissen.

Nereis diversicolor is gonochoristisch. De sexratio is steeds in het voordeel van de vrouwtjes (METTAM 1981). *Nereis diversicolor* is atook en ovipaar (WOLFF 1973). Er treedt pseudocopulatie op. Het bereiken van maturiteit is een complexe zaak en verschillend tussen gebieden en populaties. Kort na de spawning sterven de adulten. Het tijdstip en de



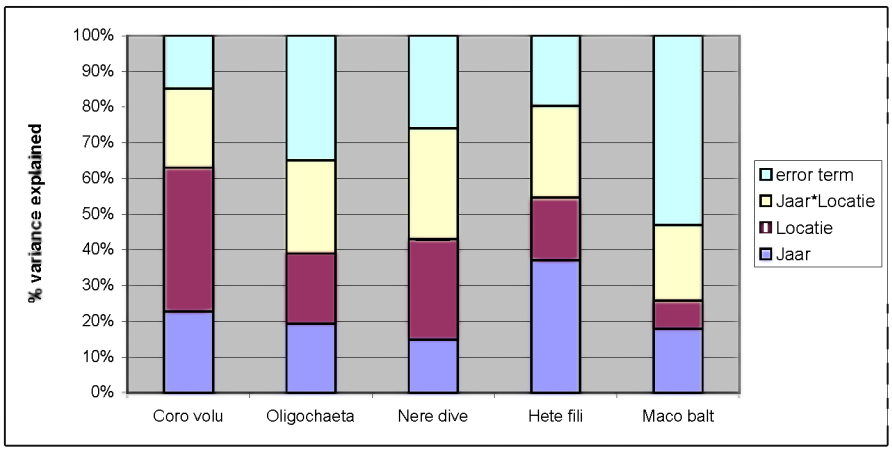
Figuur 5-24: Verloop van de gemiddelde biomassa en densiteit per jaar voor de 5 meest voorkomende taxa. Naast de gemiddelde waarde wordt eveneens de standaardfout weergegeven.

Figure 5-24: Mean density and biomass (plus standard error) per annum for the 5 most common taxa.

Tabel 5-6: ANOVA resultaten voor vijf dominante macrobenthossoorten op het Groot Buitenschoor. Onafhankelijke variabelen zijn jaar (1990-1999, n=10), locatie (n=16) en hun interactieterm jaar*locatie. Voor elke parameter worden de vrijheidsgraden (DF), gemiddelde kwadraten (MS), F-waarde, significantiewaarde (p) en variantie componenten (varcomp) gegeven.

Table 5-6: Results of an ANOVA-test for five dominant macrobentic species at the "Groot Buitenschoor". Independent variables are year (1990-1999, n=10), location (n=16) and their interaction year*location. For each parameter the degrees of freedom (DF), mean squares (MS), F-value, level of significance (p) and variance components (varcomp) are given.

	DF	MS	F	p	Varcomp
Corophium volutator					
Jaar	9	18,346	391,43	<0,0001	0.07209
Locatie	15	20,173	430,40	<0,0001	0.1274
Jaar*Locatie	135	1,094	23,35	<0,0001	0.07011
Error	2233	0,047			0.04687
Oligochaeta					
Jaar	9	9,7552	144,136	<0,0001	0.03735
Locatie	15	6,5190	96,320	<0,0001	0.0381
Jaar*Locatie	135	0,8178	12,083	<0,0001	0.05043
Error	2233	0,0677			0.06768
Nereis diversicolor					
Jaar	9	4,6356	154,95	<0,0001	0.01712
Locatie	15	5,4339	181,64	<0,0001	0.03239
Jaar*Locatie	135	0,5671	18,96	<0,0001	0.03577
Error	2233	0,0299			0.02992
Heteromastus filiformis					
Jaar	9	22,2314	472,931	<0,0001	0.08893
Locatie	15	7,2171	153,530	<0,0001	0.0419
Jaar*Locatie	135	0,9638	20,504	<0,0001	0.06153
Error	2233	0,0470			0.04701
Macoma balthica					
Jaar	9	2,39074	87,747	<0,0001	0.009208
Locatie	15	0,79054	29,015	<0,0001	0.00403
Jaar*Locatie	135	0,19081	7,003	<0,0001	0.01094
Error	2233	0,02725			0.02725



Figuur 5-25: Variantie componenten voor vijf dominante macrobenthossoorten waarbij de totale variantie opgesplitst werd in de parameters jaar, locatie, hun interactieterm jaar*locatie en de error term. Voor significanties van de verschillende parameters, zie tabel 5-6.

Figure 5-25: Variance components for five dominant macrobentic species. Total variance is divided in year, location, their interaction year*location and the error term. For the significances levels of the different parameters, see table 5-6.

duur van de spawningperiode is sterk variabel (DALES 1951; MUUS 1967; CHAMBERS & MILNE 1975a; HEIP & HERMAN 1979; ...). De larven komen na ongeveer een week vrij ofwel in het gangensysteem van het ouderdier, op de bodem of in de bovenste lagen van het sediment. Slechts uiterst zelden worden ze in de waterfase aangetroffen.

De zeeduizendpoot, was de meest voorkomende polychaet op het Groot Buitenschoor. De gemiddelde densiteit van *Nereis diversicolor* was relatief laag (1274 ± 88 ind.m^{-2}) maar deze soort leverde, tesamen met *Heteromastus filiformis*, de grootste bijdrage aan de totale biomassa met gemiddeld 1.75 ± 0.14 g AFDW.m^{-2} voor de volledige studieperiode (35% van de gemiddelde totale biomassa). Zowel de gemiddelde densiteit als de gemiddelde biomassa van *Nereis diversicolor* kenden relatief gezien geringe jaar tot jaar schommelingen. Een maximale densiteit werd bereikt in 1996 met 2156 ± 309 ind m^{-2}; het jaar daarvoor en de het jaar daarna bereikte de densiteit steeds een zeer lage waarde (figuur 5-24). Het patroon van de gemiddelde biomassa van *Nereis diversicolor* is min of meer te vergelijken met dat van de densiteit (figuur 5-24). Opvallend was wel de grote standaardfout in de beginperiode.

De gemiddelde densiteit van *Nereis diversicolor* verschilde significant tussen de locaties en de jaren (tabel 5-6), met ook een significante interactieterm. Op basis van de variantiecomponenten kon verder aangetoond worden dat het aandeel van locatie (28%) tot de totale variantie groter was dan het aandeel van jaar (15%), maar ook de interactieterm had een groot aandeel (31%). Dit wijst er op dat jaarlijkse fluctuaties sterk verschilden tussen de locaties.

Voor de densiteit van deze soort is het opvallend dat voor een aantal jaren vooral de locaties ten zuiden van de leidam een hogere densiteit hebben. Het patroon van de densiteit is volledig terug te vinden in de verspreidingskaartjes. Ook de kaartjes van de biomassa tonen voor een aantal jaren de hogere waarden in de locaties die ten zuiden van de leidam gelegen zijn. Ook nu weerspiegelen de verspreidingskaartjes het patroon van de gemiddelde biomassa (bijlage V-7c).

Heteromastus filiformis

Heteromastus filiformis of rode draadworm is een lange, dunne worm. Volwassen exemplaren kunnen 8 tot 18 centimeter lang worden terwijl de doorsnede niet meer is dan 1 millimeter. *Heteromastus filiformis* is een kosmopoliet en een opportunist die vaak dominant aanwezig is in mariene benthische gemeenschappen. Het is een euryhaliene soort die

gevonden wordt binnen een chloriniteitsrange van ca. 5.5-19 $Cl^{-}.l^{-1}$. Tijdelijke dalingen tot mesohaliene condities van 3-6 g $Cl^{-}.l^{-1}$ kunnen verdragen worden (HARTMANN-SCHRÖDER 1971; WOLFF 1973). Door deze tolerantie voor lage zoutgehaltes behoort *Heteromastus filiformis* samen met *Polydora* en *Nereis diversicolor* tot de polychaeten die het diepst doordringen in estuaria (WOLFF 1973; MICHAELIS 1983). De soort komt voor van het littoraal tot 1000 m diep, echter met een duidelijke voorkeur voor het littoraal. *Heteromastus filiformis* is dan ook een algemene soort van de Nederlandse kustwateren en estuaria. Twee eigenschappen van het dier maken het hem mogelijk om door te dringen in milieus rijk aan organische stof: zijn tolerantie voor langdurig lage zuurstofgehalten en zijn tolerantie voor langdurig lage zoutgehalten.

Heteromastus filiformis is bloedrood van kleur. Dit komt door de kleurstof hemoglobine. Doordat de huid doorschijnend is, geeft de darminhoud de worm een grauwe kleur. De worm graaft zich, met de kop naar beneden, 10 tot 40 centimeter in in fijn zand en slik. *Heteromastus filiformis* vormt een min of meer verticale, semi-permanente gang waarin de soort zijn faeces afzet. Deze gang vertakt zich in verschillende voedingsgangen. *Heteromastus filiformis* prefereert een minder goed gesorteerde, slibrijke bodem maar komt ook voor in fijn en gemiddeld zand (WOLFF 1973; CADÉE 1979). *Heteromastus filiformis* is een niet-selectieve deposit feeder (MUUS 1967). RHOADS (1974) omschrijft de soort als een 'conveyer-belt feeder'. Conveyer-belt feeders functioneren als verticale transportbuizen: ze voeden zich op een zekere diepte (in de anaërobe zone) en de faeces wordt aan het sedimentoppervlak afgegeven. De faeces zijn ovaal en typisch zwart gekleurd. Het voedsel bestaat voor een belangrijk deel uit bacteriën geassocieerd met organische stof (detritus).

Zelf dient *Heteromastus filiformis* als voedsel voor de zandzager *Nephtys hombergii* (BEUKEMA 1987), platvissen als schol en bot en verschillende steltlopers zoals de rosse grutto. Jonge draadwormen vormen een prooi voor platwormen, krabben, garnalen en bodemvissen.

Bij *Heteromastus filiformis* zijn de geslachten gescheiden. De voortplantingsperiode in de Noordzee valt ruwweg in de periode januari-april. Spawning vindt plaats in het voorjaar. De larven zijn pelagisch. Van de juvenielen die in het voorjaar tevoorschijn komen, is er slechts een deel die reeds in de erop volgende winter sexueel rijp zijn en zich in hun eerste levensjaar voortplanten (SCHAFFER 1983). Het overgrote deel reproduceert pas in het voorjaar van hun tweede levensjaar. *Heteromastus filiformis* reproduceert 1 maal en sterft meestal kort na de spawning (BUCHANAN & WARWICK 1974). De eieren worden door het wijfje in gelige, kogelvormige massa's afgezet op het sedimentoppervlak en met een slijmdraad verankerd boven de opening van de gang (HARTMANN-SCHRÖDER 1971).

In vergelijking met andere bodemdieren lijkt *Heteromastus filiformis* nog vrij lang te overleven in een bodem die belast is met zware metalen en andere microverontreinigingen, maar gedetailleerde studies ontbreken. Ook voor het storten van baggerspecie is de soort relatief ongevoelig.

Heteromastus filiformis was een zeer algemene polychaete op het Groot Buitenschoor, maar kende een zeer variabel aantalsverloop gedurende de studieperiode. Het densiteitsverloop van *Heteromastus filiformis* was grotendeels te vergelijken met dat van Oligochaeta. In de beginperiode nam de densiteit gestaag toe, waarna in 1994 de densiteit duidelijk afnam en er nauwelijks individuen van deze soort werden aangetroffen. In de periode die hierop volgde, nam de gemiddelde densiteit terug toe met een maximale densiteit van 6300 ± 1425 ind. m^{-2} in 1997. In 1998 en in 1999 namen de aantallen terug sterk af, en vooral in 1999 werd *Heteromastus filiformis* nauwelijks waargenomen (figuur 5-24). Het patroon van de gemiddelde biomassa van *Heteromastus filiformis* was vergelijkbaar met dat van de gemiddelde densiteit, met als uitzondering dat het maximum in 1996 werd bereikt (figuur 5-24). In sommige jaren (1995-1996-1997) was *Heteromastus filiformis* de belangrijkste soort in termen van biomassa.

De gemiddelde densiteit van *Heteromastus filiformis* verschilde significant tussen de locaties en de jaren (tabel 5-6) met ook een significante interactieterm. Op basis van de variantiecomponenten kon verder aangetoond worden dat het grootste deel van de variantie verklaard werd door verschillen tussen jaren (37%), terwijl het aandeel van locatie relatief laag was (18%). Overigens was *Heteromastus filiformis* de enige soort waarbij jaar relatief de belangrijkste bijdrage leverde tot de totale variantie. Dit wijst op een gelijkaardige evolutie in de aantallen op de meeste locaties. De bijdrage van de error term was relatief laag (20%), wat er op wijst dat de variantie binnen een locatie (tussen de replica's) klein was voor *Heteromastus filiformis*.

Het ruimtelijk patroon van *Heteromastus filiformis* wordt weergegeven in bijlage V-7d. De sterke daling van biomassa en densiteit in 1994 en 1999 wordt waargenomen in haast alle locaties. Opvallend is dat in locatie 19 de afname het minst tot uiting komt.

Macoma balthica

Macoma balthica, het nonnetje, vertoont een arctisch-boreale verspreiding langs de kusten van de Noordelijke IJszee en aan beide zijden van de noordelijke Atlantische Oceaan. De aanwezigheid in de Noordelijke IJszee zegt iets over de temperaturen die dit schelpdier nog aan kan. In tegenstelling tot veel andere schelpdieren, zoals kokkels, is *Macoma balthica* goed bestand tegen vorst. *Macoma balthica* is een zeer algemene soort van de Nederlandse kustwateren en estuaria. De soort is typisch voor de ondiepe kustzone (tot 25 m diep) en intergetijdengebieden. *Macoma balthica* is een euryhaliene soort met een grote saliniteitstolerantie. In het Deltagebied verdraagt *Macoma balthica* een chloriniteit tot 2 g $Cl^-.l^{-1}$ (WOLFF 1973). In het Loire estuarium komt *Macoma balthica* eveneens tot ver in de brakke zone voor, met een optimum bij 10 g $Cl^-.l^{-1}$ (ROBINEAU 1987).

Macoma balthica leeft verticaal of horizontaal ingegraven en houdt door middel van zijn dubbele siphon contact met het bovenstaande water. De sifons blijven doorgroeien (READING & MCGRORTY 1978), met als gevolg dat oudere dieren dieper ingegraven leven dan de juvenielen (ZWARTS & WANINK 1989). Jonge individuen (spat) leven in de bovenste cm van het sediment terwijl adulten tot 8-10 cm diep ingegraven zitten. De dieptedistributie is seizoensgebonden met de maximale diepte in winter en voorjaar en een geleidelijke opwaartse migratie in de zomer en het najaar (READING & MCGRORTY 1978; ZWARTS & WANINK 1989). Dit is in belangrijke mate gerelateerd aan het voedselaanbod.

Volwassen *Macoma balthica* leeft in een grote range aan sedimenttypes, maar toont een voorkeur voor fijnzandige sedimenten met een mediane korrelgrootte van 150-225 µm en 0.5-10 % slibgehalte. *Macoma balthica* is in de eerste plaats een selectieve 'surface deposit feeder' (GILBERT 1977; REISE 1983), welke ook in staat is tot 'suspension feeding' (OLAFFSON 1986). Het voedsel bestaat uit diatomeeën, detritus met bacteriën en protozoa (REISE 1985). Met de inhalerende siphon worden diatomeeën van de bodem opgezogen of worden kleine algen uit het water gefilterd. OLAFSSON (1986) vond dat *Macoma balthica* in zandige sedimenten, arm aan voedsel, een suspension feeder is, terwijl in slibrijke sedimenten het een deposit feeder is. Dit hangt uiteraard ook samen met de stroomsnelheden op deze plaatsen.

Ook is de soort in staat om gedurende het jaar van voedingstechniek te veranderen. In het voorjaar is het voedselaanbod in de waterkolom (fytoplankton) hoog genoeg om diep in de grond te blijven zitten en alleen algen uit het water te filteren ('suspension feeding'). In de zomer en het najaar daalt het voedselaanbod in de waterkolom zodat het nonnetje de bodem moet gaan afgrazen ('surface deposit feeding"); het diertje verhuist omhoog. *Macoma balthica* is zelf een belangrijke voedselbron voor steltlopers en vissen.

Macoma balthica is een gonochoristische soort met een gelijk aandeel van mannetjes en wijfjes. Duur, tijdstip en aantal spawningsperiodes zijn sterk variabel van jaar tot jaar (GILBERT 1978; BACHELET 1986) en van plaats tot plaats (WARWICK & PRICE 1975;

CHAMBERS & MILNE 1975b; BACHELET 1980), en is afhankelijk van watertemperatuur en leeftijd (bv. HONKOOP & VAN DER MEER 1997). Belangrijkste periode van reproductie is gesitueerd in de lente (maart-mei) wanneer de watertemperatuur boven 10 °C komt. In de meer zuidelijke gebieden van zijn geografische range kan een tweede reproductie periode optreden in de herfst.

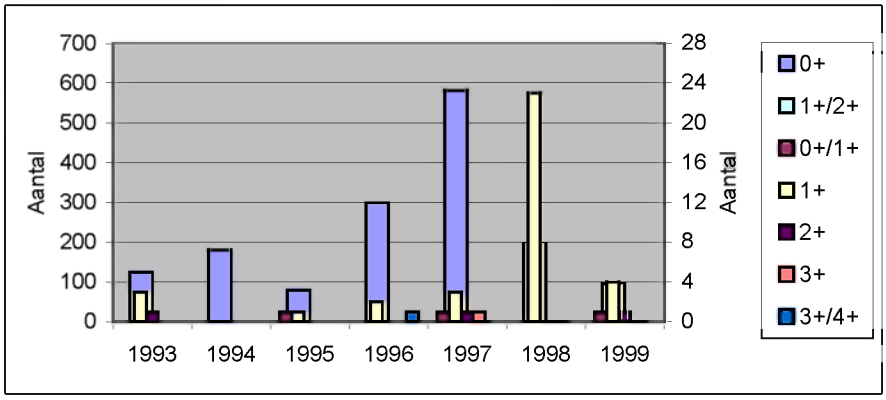
Macoma balthica heeft pelagische larven, die zich settlen bij een grootte van 270-310 µm (BACHELET 1986). Vestiging zou plaats vinden over het volledige intergetijdengebied (BOYDEN & LITTLE 1973; RATCLIFFE *et al.* 1981). Door passief transport onder invloed van het getij en golven vindt een herverdeling plaats en de juvenielen koloniseren dan in hoofdzaak de meer rustige gebieden hoog in de intergetijdenzone (BEUKEMA 1981, 1993; BEUKEMA & DE VLAS 1989). Andere studies tonen dan weer een variabel patroon van vestiging in de ruimte, en wordt bijvoorbeeld ook waargenomen laag in het intergetijdengebied (GÜNTER 1991, 1992; ARMONIES & HELLWIG-ARMONIES 1992; ARMONIES 1996). Waarschijnlijk zijn locale hydrodynamische condities bepalend voor het vestigingspatroon. Volgens BEUKEMA & DE VLAS (1989) volgt na deze eerste benthische periode een tweede dispersieperiode waarbij ze in staat zijn zich te settlen op voor adulten geschiktere plaatsen.

Het nonnetje is de enige bivalve die regelmatig op het Groot Buitenschoor werd waargenomen. De relatieve bijdrage van *Macoma balthica* aan de totale densiteit en biomassa was echter gering (respectievelijk 3 en 8%). De gemiddelde densiteit van *Macoma balthica* was in 1996 en in 1997 duidelijk hoger dan in de andere jaren (figuur 5-24). Vooral in 1997 werd een piek waargenomen met een gemiddelde densiteit van 1073 ± 185. In 1990, 1995 en 1999 werd *Macoma balthica* daarentegen nauwelijks waargenomen op het Groot Buitenschoor. Voor de gemiddelde biomassa werd grosso modo hetzelfde patroon waargenomen als voor de densiteit, al zijn de piekwaarden in 1996 en 1997 minder uitgesproken en is de gemiddelde biomassa in 1994 niet hoger dan die in 1992 (figuur 5-24).

De gemiddelde densiteit van *Macoma balthica* verschilde significant tussen de locaties en de jaren (tabel 5-6), met ook een significante interactieterm. Op basis van de variantiecomponenten kon verder aangetoond worden dat een relatief groter deel van de variantie verklaard werd door jaar (18%) dan door locatie (8%). De bijdrage van de error term was echter zeer groot voor *Macoma balthica* (53%), wat er op wijst dat de variantie binnen een locatie (tussen de replica's) zeer groot was.

Het ruimtelijk patroon van *Macoma balthica* wordt weergegeven in bijlage V-7e. Wat betreft de densiteit, is het duidelijk dat veel locaties de toename in 1996 en in 1997 volgen. En ook de afname van de densiteit en biomassa in 1995 wordt waargenomen in haast alle locaties.

Sinds 1993 werd de lengte van *Macoma balthica* opgemeten en werd er per lengteklasse een leeftijd toegekend (figuur 5-26). Uit deze gegevens bleek duidelijk dat er haast geen overleving optrad van deze soort. De leeftijdsklasse 0+ was elk jaar veruit de belangrijkste. Slechts sporadisch worden oudere organismen aangetroffen (bijvoorbeeld in 1996: 1 exemplaar met een leeftijd van 3+/4+). Een grote spatval in een bepaald jaar leidde ook niet tot verhoogde aantallen van de 1+ generatie in het daaropvolgende jaar.



Figuur 5-26: Ouderdom van *Macoma balthica* op het Groot Buitenschoor voor de periode 1993-1999. Op de eerste y-as worden de organismen uitgezet met een leeftijd van 0+, op de tweede y-as de oudere organismen.

Figure 5-26: Age of *Macoma balthica* at the "Groot Buitenschoor" during the period 1993-1999. The organisms with age 0+ are plotted on the primary y-axis. The elder organisms on the secondary y-axis.

Samenvattend kan worden gesteld dat bij *Corophium volutator* het grootste deel van de variantie bepaald werd door de factor locatie. De fluctuaties die optreden tussen de locaties primeren boven de fluctuaties tussen de jaren. De verschillen tussen de replica's zijn voor deze soort ook het kleinst. Bij de Oligochaeta, maar vooral bij *Macoma balthica*, valt de grote error term op. Dit wijst op relatief grote verschillen tussen de replica's. Zowel bij deze twee taxa als bij *Nereis diversicolor* is de variantie bepaald door de interactieterm groter dan de variantie verklaard door de factoren jaar en locatie. Dit duidt op jaarlijkse fluctuaties die sterk verschillen tussen de locaties. De verschillen zijn het grootst voor *Nereis diversicolor*. Bij *Heteromastus filiformis* wordt het grootste deel van de variantie verklaard door de factor jaar. Bij deze soort zijn de jaarlijkse fluctuaties belangrijker dan de locatiegebonden fluctuaties. De error term is tevens relatief klein.

Relaties met de omgeving

Voor de vijf meest voorkomende taxa werd nagegaan of er een relatie bestaat tussen de biomassa en de densiteit enerzijds en de mediane korrelgrootte en het slibgehalte anderzijds. De resultaten van deze analyse worden samengevat in tabel 5-7 (volledige studieperiode) en in tabel 5-8 (1991-1999).

Tabel 5-7: Spearman-rank correlatie coëfficiënten voor de relaties tussen densiteit en de biomassa van 5 dominante soorten (1990-1999). De significante resultaten worden in vetjes weergeven.

Table 5-7: Spearman-rank correlation coefficients for the relationships between the density and biomass of 5 dominant species (1990-1999). The significant results are marked bold.

1990-1999		MEDIAAN				SLIB			
		N	R	t(N-2)	p-level	N	R	t(N-2)	p-level
Cor vol	**Dens**	**234**	**-0,15**	**-2,28**	**< 0.05**	**234**	**0,20**	**3,07**	**< 0.05**
	Biom	**234**	**-0,16**	**-2,52**	**< 0.05**	**234**	**0,20**	**3,19**	**< 0.05**
Ner div	Dens	234	0,06	0,83	0,41	234	0,003	0,04	0,97
	Biom	234	0,07	1,02	0,31	234	-0,02	-0,30	0,76
Oli spe	**Dens**	**234**	**-0,54**	**-9,73**	**< 0.001**	**234**	**0,60**	**11,53**	**< 0.001**
	Biom	**234**	**-0,50**	**-8,84**	**< 0.001**	**234**	**0,57**	**10,53**	**< 0.001**
Mac bal	**Dens**	**234**	**-0,36**	**-5,81**	**< 0.001**	**234**	**0,42**	**7,15**	**< 0.001**
	Biom	**234**	**-0,29**	**-4,69**	**< 0.001**	**234**	**0,34**	**5,59**	**< 0.001**
Het fil	**Dens**	**234**	**-0,35**	**-5,67**	**< 0.001**	**234**	**0,40**	**6,74**	**< 0.001**
	Biom	**234**	**-0,26**	**-4,05**	**< 0.001**	**234**	**0,31**	**4,98**	**< 0.001**

Tabel 5-8: Spearman-rank correlatie coëfficiënten voor de relaties tussen densiteit en de biomassa van 5 dominante soorten (1991-1999). De significante resultaten worden in vetjes weergeven.

Table 5-8: Spearman-rank correlation coefficients for the relationships between the density and biomass of 5 dominant species (1991-1999). The significant results are marked bold.

1991-1999		MEDIAAN				SLIB			
		N	R	t(N-2)	p-level	N	R	t(N-2)	p-level
Cor vol	**Dens**	**213**	**-0,16**	**-2,33**	**< 0.05**	**213**	**0,16**	**2,33**	**< 0.05**
	Biom	**213**	**-0,18**	**-2,67**	**< 0.05**	**213**	**0,18**	**2,65**	**< 0.05**
Ner div	Dens	213	0,03	0,47	0,64	213	-0,03	-0,53	0,60
	Biom	213	0,05	0,78	0,43	**213**	**-0,06**	**-0,86**	**< 0.05**
Oli spe	**Dens**	**213**	**-0,57**	**-10,10**	**< 0.001**	**213**	**0,57**	**10,01**	**< 0.001**
	Biom	**213**	**-0,53**	**-9,03**	**< 0.001**	**213**	**0,52**	**8,97**	**< 0.001**
Mac bal	**Dens**	**213**	**-0,40**	**-6,35**	**< 0.001**	**213**	**0,40**	**6,32**	**< 0.001**
	Biom	**213**	**-0,33**	**-5,00**	**< 0.001**	**213**	**0,33**	**5,07**	**< 0.001**
Het fil	**Dens**	**213**	**-0,38**	**-5,97**	**< 0.001**	**213**	**0,39**	**6,11**	**< 0.001**
	Biom	**213**	**-0,28**	**-4,30**	**< 0.001**	**213**	**0,29**	**4,44**	**< 0.001**

Voor *Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta bestond er een significante negatieve relatie tussen zowel densiteit als biomassa en de mediane korrelgrootte. Deze relatie was het sterkst voor de Oligochaeta, *Macoma balthica* en *Heteromastus filiformis*. Hetzelfde kan worden gesteld voor de relaties tussen densiteit, biomassa en het slibgehalte. Wanneer 1990 buiten beschouwing wordt gelaten, blijkt dat er een significante negatieve relatie bestaat tussen de biomassa van *Nereis diversicolor* en het slibgehalte. Deze relatie is echter zeer zwak.

5.4. Seizoenale patronen (1993-1994)

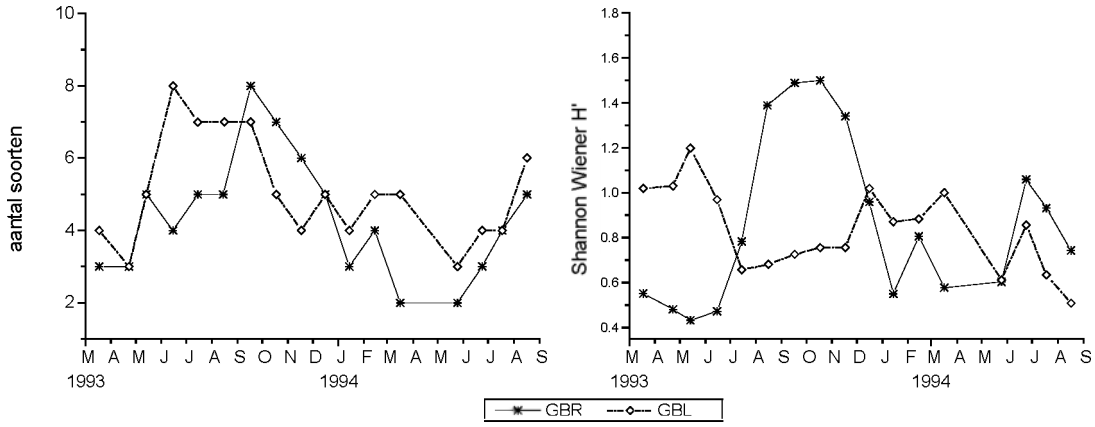
Diversiteit, totale densiteit en biomassa aan bodemdieren

In totaal werden 15 soorten waargenomen op beide locaties samen (tabel 5-9). Hiervan werden slechts 5 (R) of 6 (L) soorten regelmatig waargenomen. Op beide locaties werden in de zomer en het najaar duidelijk meer soorten waargenomen dan in de herfst en de winter (figuur 5-27), waarbij de temporele variabiliteit in diversiteit groter was op R dan op L (tabel 5-10). De Shannon Wiener diversiteitsindex toonde een duidelijk verschillend patroon tussen beide locaties, met hoge waardes in de zomer en de herfst op de locatie R. Dit wijst er op dat in deze periode meer soorten bijdragen aan de totale densiteit op deze locatie. Een tegenovergesteld patroon werd waargenomen op L, wat er op wijst dat hier de numerieke dominantie van slechts enkele soorten het meest uitgesproken is in de zomer en de herfst. Dit patroon wordt bevestigd met de ABC-curves, waarbij duidelijk opviel dat in elk seizoen slechts één tot twee soorten de gemeenschap domineerden in termen van densiteit en biomassa (figuur 5-28). Dit was het meest uitgesproken in de zomerperiode voor L, en in de winterperiode voor R. De evaluatie van de curves volgens Warwick's model toonden een matig gestresseeerd systeem, waarbij de opmerking dient gemaakt te worden dat een dergelijke evaluatie op basis van slechts enkele dominante soorten moeilijk is.

Tabel 5-9: Soortenlijst met waargenomen soorten op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994. Voedingswijzen van de soorten worden tussen haakjes vermeld: sdf= 'surface deposit feeder'; ssdf= 'sub-surface deposit feeder'; sf= 'suspension feeder'; o= omnivoor; p= predator. x = soort regelmatig waargenomen. Zeldzame soorten, 1 tot 3 keer waargenomen, worden aangeduid met 1,2 en 3 respectievelijk.

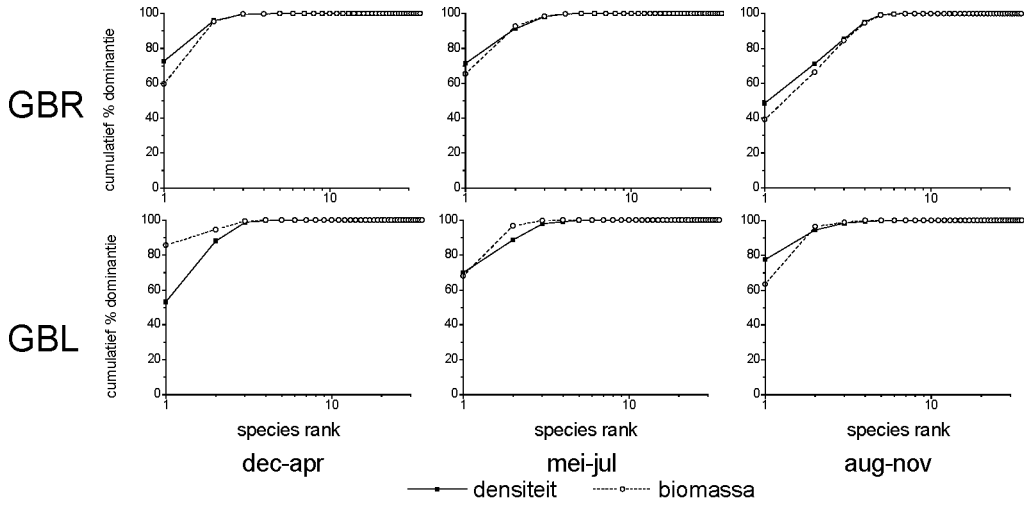
Table 5-9: List of the species found at locations L and R during the period of March 1993-August 1994. For each species the feeding type is given: sdf= 'surface deposit feeder'; ssdf= 'sub-surface deposit feeder'; sf= 'suspension feeder'; o= omnivore; p= predator. x = species was found regularly. Rare species (found 1,2 or 3 times, are marked with 1, 2 and 3 respectively).

	L	R
Crustacea		
Bathyporeia pilosa/sarsi (sdf)	3	
Corophium volutator (sdf)	x	X
Crangon crangon (p)		2
Mollusca		
Macoma balthica (sdf)	x	X
Mya arenaria (sf)		1
Scrobicularia plana (sdf)		1
Hydrobia ulvae (sdf)	2	2
Annelida		
Etone longa (p)		2
Heteromastus filiformis (ssdf)		x
Manayunkia aestuarina (sf)	x	
Nereis diversicolor (o)	x	x
Polydora ligni (sdf)	2	
Pygospio elegans (sdf)	x	2
Oligochaeta (ssdf)	x	x
Nemertea (p)	2	1
Totaal aantal soorten	10	12
(°aantal zonder zeldzame soorten)	6°	5°



Figuur 5-27: Maandelijks verloop in het aantal waargenomen soorten (links) en de Shannon Wiener diversiteitsindex (rechts) op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994.

Figure 5-27: Monthly variation in diversity measures: number of species (left) and Shannon-Wiener diversity index H' (right) at the locations L and R for the period March 1993 –August 1994.



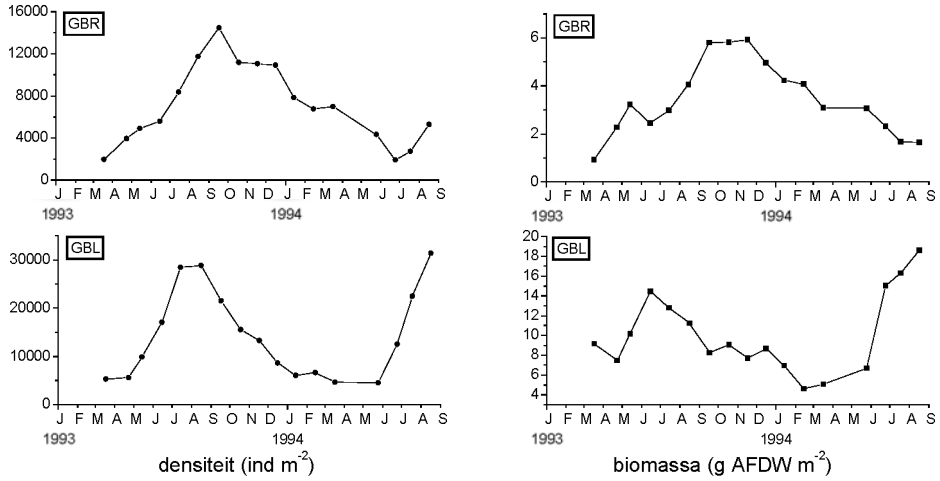
Figuur 5-28: 'Abundance Biomass Comparison' curves (ABC-curves) voor R en L. Drie verschillende seizoenen worden getoond: winter – vroege lente (December - April), lente – vroege zomer (periode van recruitment)(Mei - Juli), en nazomer - herfst (Juli - Oktober).

Figure 5-28: 'Abundance Biomass Comparison' curves (ABC-curves) for locations R and L, showing the winter – early spring situation (December –April), spring –early summer (recruitment), and late summer –autumn (July-October).

Tabel 5-10: Gemiddelde (± SE) en minimum-maximum waardes voor diversiteit (aantal soorten, Shannon-Wiener H' en evenness J'), voor totale densiteit (ind m^{-2}) en totale biomassa (g AFDW m^{-2}) voor de beschouwde studieperiode (Maart 1993 – Augustus 1994) . cv = 'coefficient of variation' (%).

Table 5-10: Mean (± SE) and minimum-maximum values observed for the diversity measures (number of species, Shannon-Wiener H' and eveness J', total abundance in ind m^{-2} and total biomass in g AFDW m^{-2} for the considered study period. cv=coefficient of variation (%).

Locatie	Aantal soorten	Shannon-Wiener H'	Evenness J'	Densiteit ind m^{-2}	Biomassa g AFDW m^{-2}
L	± 0.4 3-8 (cv: 29.0)	0.83 ± 0.05 0.51-1.20 (cv: 22.5)	0.55 ± 0.04 0.28-0.94 (cv: 30.8)	14257 ± 2234 4653-31396 (cv: 64.6)	10.1 ± 1.0 4.6-18.6 (cv: 39.7)
R	± 0.4 2-8 (cv: 38.0)	0.86 ± 0.09 0.43-1.50 (cv: 43.0)	0.62 ± 0.05 0.27-0.97 (cv: 32.2)	7063 ± 912 1928-14504 (cv: 53.2)	3.4 ± 0.4 0.9-5.9 (cv: 44.7)



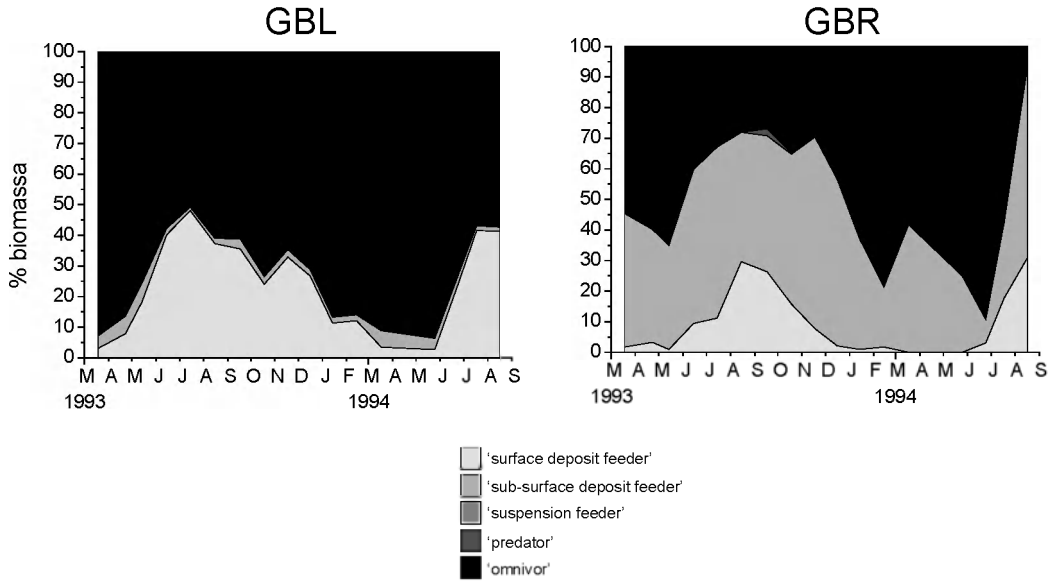
Figuur 5-29: Maandelijks verloop in de totale densiteit en de totale biomassa op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994.

Figure 5-29: Temporal changes in total density and total biomass at locations L and R for the period March 1993 –August 1994.

Seizoenaal patroon van voorkomen van functionele groepen en enkele dominante soorten

De gemiddelde densiteit en biomassa waren significant hoger in L dan in R (tabel 5-11). Seizoenale variaties in densiteit waren zeer duidelijk op beide locaties, met veel hogere densiteiten in de zomer en de herfst (figuur 5-29). Hierbij werden de piekdensiteiten duidelijk vroeger bereikt in L (juli-augustus) dan in R (september). Een gelijkaardig patroon werd waargenomen voor de biomassa, hoewel dit op L minder uitgesproken was.

Ondanks het feit dat slechts enkele bodemdiersoorten de benthische gemeenschap domineerden op beide locaties, werd er toch een duidelijk seizoenaal patroon waargenomen in het voorkomen van de functionele groepen. Figuur 5-30 toont het relatief aandeel van de verschillende functionele groepen in termen van biomassa. *Nereis diversicolor*, een omnivoor, domineerde in L het hele jaar door. In het voorjaar bedroeg de dominantie van deze soort zelfs > 80%. Vanaf mei-juni nam het aandeel van 'surface deposit feeders' duidelijk toe, met een maximum van 40-50 % in de periode Juli-Augustus-September. De belangrijkste vertegenwoordiger van deze 'surface deposit feeders' was *Corophium volutator*. Andere functionele groepen waren niet belangrijk op L. In R was de verhouding van de verschillende functionele groepen duidelijk anders dan op L. Ook hier was de omnivoor *Nereis diversicolor* relatief belangrijk, vooral in de winter en het voorjaar, maar ook 'sub-surface deposit feeders' namen hier een belangrijke plaats in, vooral in de zomer en de herfst. Belangrijkste vertegenwoordigers van deze groep zijn *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta. Tevens werd op R in de zomer een korte piek waargenomen van 'surface deposit feeders', welke ook hier in hoofdzaak *Corophium volutator* was.



Figuur 5-30: Maandelijks verloop van het relatief aandeel van de verschillende functionele groepen in de biomassa op de locaties L en R in de periode maart 1993 – augustus 1994.

Figure 5-30: Temporal variation in the trophic structure of macrobenthic assemblage (in terms of biomass) at the locations L and R for the period March 1993 –August 1994.

Figuur 5-31 toont het seizoenaal verloop in densiteit en biomassa voor vijf dominante soorten.

De enige bivalve die in relatief grote aantallen werd waargenomen op beide locaties is het nonnetje *Macoma balthica* (Mollusca, Bivalva). Het relatief belang van deze soort in termen van densiteit en biomassa is echter laag voor beide locaties. *Macoma balthica* kende een uitgesproken seizoenaal aantalsverloop. In het voorjaar van 1993 was *Macoma balthica* afwezig op beide locaties. Het eerste spat (nieuwe recruten) werd waargenomen in juni 1993 op beide locaties en een piek werd bereikt in augustus 1993. De aantallen waren wel dubbel zo hoog op R dan op L. Opmerkelijk is dat de jonge Macoma niet of nauwelijks

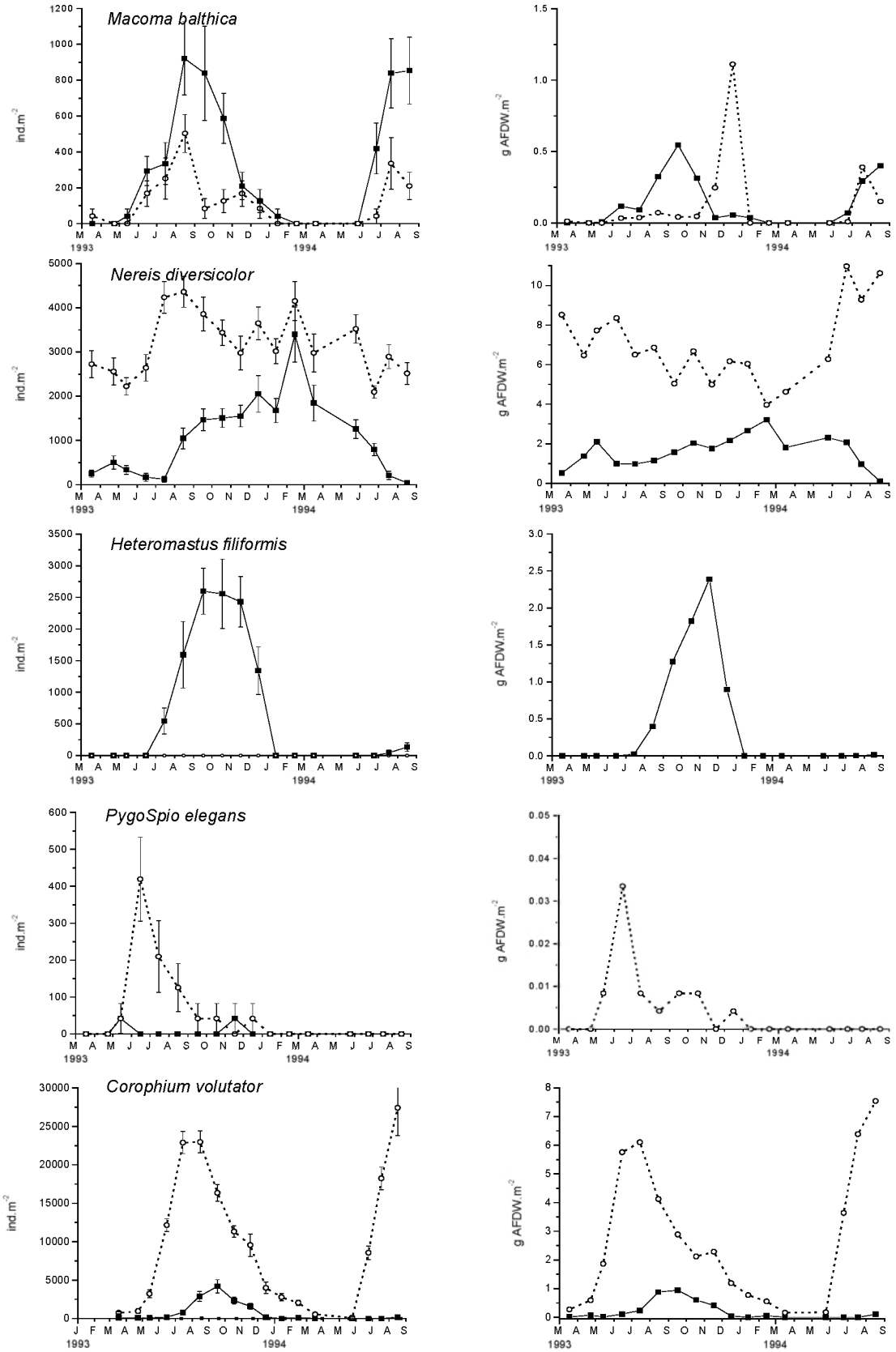
groeide op beide locaties. Individuen van de 0+ generatie verschenen in mei-juni met een lengte van 2-3 mm en deze lengte wijzigde nauwelijks gedurende de rest van het jaar, tot de soort volledig verdween op beide locaties in de winter van 1994. In juni 1994 verschenen opnieuw nieuwe recruten in de benthische gemeenschap, met ook nu hogere aantallen op R dan op L. Maxima waren vergelijkbaar tussen beide jaren. De hogere biomassawaarden in november en vooral in december 1993 in L was te wijten aan de aanwezigheid van één groter individu. Blijkbaar kwamen adulte, meerjarige exemplaren toch voor op het Buitenschoor, maar waarschijnlijk in zulke lage densiteiten dat ze niet iedere maand bemonsterd werden.

De zeeduizendpoot *Nereis diversicolor* (Annelida, Polychaeta) was, tesamen met Oligochaeta, de enige soort die jaarrond werd waargenomen op beide locaties. *Nereis diversicolor* is in termen van biomassa de belangrijkste soort op beide locaties, maar het relatief aandeel schommelde sterk, en was het grootst in de wintermaanden. De aantallen en biomassa's van *Nereis diversicolor* waren veel hoger in L dan in R, vooral in de winter en het voorjaar. De seizoenale fluctuaties waren dan ook veel meer uitgesproken op R dan op L. In L werd wel een duidelijke aantalstoename waargenomen in juli 1993, maar daarna fluctueerden de aantallen tussen 2500 en 4500 ind.m^{-2}. Enkel in januari 1994 werd een lagere densiteit waargenomen. In R vertoonde het aantalsverloop van *Nereis diversicolor* een duidelijker seizoenaal patroon, met lage aantallen tot juli 1993, waarna de aantallen toenamen tot ± 1500 ind.m^{-2}. In februari werd een eigenaardige piek waargenomen van 3200 ind.m^{-2}. Daarna namen de aantallen terug af en in juli en augustus 1994 kwam *Nereis diversicolor* nog nauwelijks voor op R. In L volgde het biomassaverloop niet het verloop van de aantallen, maar kende eerder een daling in de periode maart 1993 – februari 1994, waarna de biomassa terug toenam. Een maximum werd bereikt in juli 1994 met 11 g AFDW.m^{-2}. In R vertoonde het biomassaverloop een gelijkaardig patroon als het aantalsverloop, maar varieerde wel veel minder.

De rode draadworm *Heteromastus filiformis* (Annelida, Polychaeta) werd enkel waargenomen op R en vertoonde een duidelijk seizoenaal voorkomen. In het voorjaar van 1993 was de soort nog afwezig op R, en verscheen pas van juni in de bodemdiergemeenschap. In september werd een maximum bereikt van 2600 ind.m^{-2}. In december namen de aantallen reeds duidelijk af en in januari 1994 was *Heteromastus filiformis* volledig verdwenen op R. Pas in juli 1994 verscheen *Heteromastus filiformis* terug, maar nu werden slechts zeer lage densiteiten waargenomen met in augustus 135 ind.m^{-2}. Een gelijkaardig seizoenaal patroon werd waargenomen voor de biomassa.

De zandkokerworm *Pygospio elegans* (Annelida, Polychaeta), werd enkel waargenomen op L, op twee waarnemingen van telkens één individu op R na. Deze soort was slechts kort in de bodemdiergemeenschap aanwezig, en zowel aantallen als biomassa's waren laag. *Pygospio elegans* verscheen voor het eerst in mei 1993, bereikte een piek in juni met 400 ind.m^{-2}. Daarna namen de aantallen snel af en de soort verdween in december 1993. In de zomer van 1994 werd *Pygospio elegans* niet waargenomen op L. Een gelijkaardig seizoenaal patroon werd waargenomen voor de biomassa.

Corophium volutator, het slijkgarnaaltje, is de enige Crustacea (Amphipoda) die in grote aantallen wordt waargenomen op beide locaties. Vooral op L is het een dominante soort. Het aantalsverloop (en biomassa) van *Corophium volutator* kende een uitgesproken seizoenaal patroon. In het voorjaar van 1993 werden slechts enkele individuen waargenomen op L, terwijl op R de soort volledig afwezig was. In mei 1993 begonnen de aantallen toe te nemen op L, met vooral in juni en juli een spectaculaire toename. In Juli-Augustus 1993 werd hier een piekdensiteit bereikt van ± 23000 ind.m^{-2}. In R werd *Corophium volutator* pas vanaf juli 1993 in de benthosgemeenschap waargenomen, en werd de piekdensiteit ook later op het seizoen waargenomen dan in L, namelijk ± 4750 ind.m^{-2}.



Figuur 5-31: Maandelijks verloop van de densiteit (links) en de biomassa (rechts) van vijf dominante bodemdiersoorten op de locaties L (○) en R (■)in de periode maart 1993 – augustus 1994.

Figure 5-31: Temporal changes in density (left) and biomass (right) of five dominant macrobenthic species at location L (○) and R (■) for the period March 1993 –August 1994.

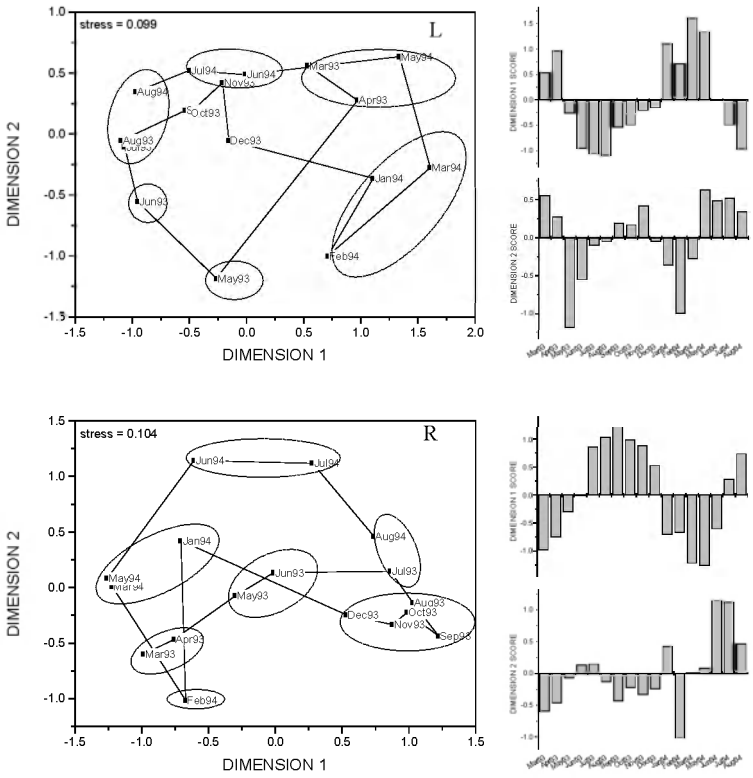
Een gelijkaardig seizoenaal patroon werd waargenomen voor de biomassa.

Oligochaeta werden het hele jaar door waargenomen, en densiteiten (biomassa's) waren veel hoger in R dan in L: gemiddeld 4235 ind.m^{-2} (1.06 g AFDW.m^{-2}) en 1179 ind.m^{-2} (0.27 g AFDW.m^{-2}) respectievelijk. Oligochaeta werden niet tot op soort gedetermineerd maar een studie door SEYS *et al.* (1999) op de locatie R toonde aan dat vier soorten algemeen voorkwamen op R. De Naididae *Paranais litoralis* en *Amphic*haeta *sannio*, twee kleine, zich aan de oppervlakte met diatomeeën voedende soorten, domineerden in het voorjaar, terwijl twee grotere soorten, de tubificiden *Heterochaeta costata* en *Tubificoides heterochaetus*, twee typische 'sub-surface 'head-down' deposit feeders' domineerden in het najaar.

Temporele variabiliteit in gemeenschapsstructuur

De seizoenale variabiliteit voor iedere locatie afzonderlijk werd onderzocht aan de hand van een MDS ordinatie (figuur 5-32). De eerste MDS as was sterk gecorreleerd met saliniteit (L: r=-0.85, p<0.001; R: r=0.80, p<0.001). Temperatuur was eveneens sterk gecorreleerd met de eerste as voor L (r=-0.68, p<0.005), en met de tweede as voor R (r=0.69, p<0.01).

De ordinatie toont duidelijk dat de verschillende maanden in een min of meer cyclisch patroon door de ordinatieruimte bewegen, wat vooral blijkt uit het verloop over de tijd van de ordinatiescores van as 1 (figuur 5-32). De afstanden tussen de verschillende maanden in het ordinatie diagram waren duidelijk verschillend. Afstanden waren relatief klein voor de nazomer- en herfstmaanden, en groot voor de winter- en lentemaanden. Dit patroon was gelijkaardig voor L en R. Dit wijst op grotere veranderingen in de bodemdiergemeenschap in de winter- en lentemaanden. De augustus maand van beide jaren (1993 en 1994) bevond zich op min of meer dezelfde positie in het ordinatie diagram, wat wijst op een gelijkaardige bodemdiergemeenschap in beide jaren.



Figuur 5-32: Ordinatie diagram op basis van een MDS voor L en R. Naast ieder ordinatie diagram staat het verloop in de tijd van de ordinatiescores van as 1 en as 2.

Figure 5-32: MDS ordination diagram for L and R with next to each diagram the scores of the first and the second ordination axis as a function of time.

5.5. Discussie

De benthische gemeenschap in een estuarium wordt in belangrijke mate gestuurd door een aantal, eerder lokale factoren zoals de overstromingsfrequentie, overstromingsduur, diepte, sedimentsamenstelling en -kwaliteit, hydrodynamiek, predatie enz. Op een wat grotere schaal is één van de belangrijkste factoren die het voorkomen van bodemdieren bepaalt het zoutgehalte.

Zoutgehalte

Het zoutgehalte heeft een ingrijpende invloed op de samenstelling van bodemdier-gemeenschappen. Minstens twee facetten zijn daarbij van belang.

Ten eerste zijn er geen soorten bodemdieren die van volledig zoet tot volledig zout kunnen voorkomen. Alle soorten zijn door hun fysiologie beperkt tot een bepaalde range van zoutgehalte, maar die beperking is bij sommige soorten veel nauwer dan bij andere. Vele estuariene soorten hebben een zeer brede tolerantie voor zoutgehalte (bv. Nonnetje *Macoma balthica*), maar ze blijven er hoe dan ook van afhankelijk. Typisch vinden we daarom in estuaria een minimum in het aantal soorten rond het oligohaliene-mesohaliene gebied. Door het vaak ontbreken van competitie en predatie kunnen deze soorten zich massaal ontwikkelen waardoor de densiteit in dit deel van het estuarium zeer hoog kan zijn (MICHAELIS 1983; BAEYENS *et al.* 1998).

Het tweede facet is dat het zoutgehalte van het water boven een bodemdier voortdurend verandert onder invloed van getij, wind en rivierafvoer. De verschillende 'zones' van zoutgehalte in een estuarium zijn dan ook een gemiddelde of een idealisering; in realiteit kunnen die zones verschuiven over meerdere tientallen kilometers tussen seizoenen en meerdere kilometers binnen een getijcyclus. De variatie in zoutgehalte is echter niet overal in het estuarium even groot. Bij de zee verandert het nauwelijks, en in het zoete gedeelte uiteraard ook niet. Tussen beide extremen is de variatie met name zeer uitgesproken in de oligohaliene tot mesohaliene zone van het estuarium. Bovendien lijkt de variatie daar ook vaker kritische grenzen in de fysiologie van de organismen te overschrijden.

Soortenrijkdom en diversiteit

Echte brakwatersoorten – dit zijn soorten die uitsluitend voorkomen in brakwatergebieden (e.g. WOLFF, 1973; MICHAELIS *et al.* 1992) – werden op het Groot Buitenschoor slechts in geringe mate waargenomen. De enige brakwatersoort die regelmatig werd waargenomen is *Manayunkia aestuarina*; *Sphaeroma* sp. (4 waarnemingen), *Streblospio shrubsoli* (1 waarneming) en de exoot *Marenzelleria* sp. (1 waarneming) zijn de andere waargenomen brakwatersoorten. Van de dominante taxa die voorkwamen op het Groot Buitenschoor zijn er geen echte brakwatersoorten, hoewel de niet tot op soort gedetermineerde Oligochaeta in hoofdzaak door brakwatersoorten vertegenwoordigd zullen worden (de tubificiden *Heterochaeta costatus* en *Tubificoides heterochaeta* en de naididen *Paranais litoralis* en *Amphichaeta sannio*, SEYS *et al.* 1999). *Corophium volutator* komt in het Schelde-estuarium wel in hoofdzaak voor in de brakke zone, maar komt in andere estuaria eveneens in de mariene zone voor (e.g. YSEBAERT *et al.* 1998). De overige soorten zijn euryhalien.

In de begin jaren vijftig hebben LELOUP en KONIETZKO (1956) onderzoek verricht naar de sedimentsamenstelling, de vegetatie, de macrobenthosgemeenschap en het visbestand tussen het Fort van Lillo en het Lichtbaken van het Groot Buitenschoor (LELOUP & KONIETZKO 1956). Een 23-tal stations werden een vijftal keren bemonsterd in de periode tussen september 1952 en augustus 1953. Ter hoogte van het Groot Buitenschoor werden een zestal stations bemonsterd (op 17, 18 en 19 september 1952, één locatie werd ook bemonsterd op 29 mei 1953). Uit deze studie blijkt dat Oligochaeta, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor* en in mindere mate *Spio filicornis* de meest abundante taxa waren (tabel 5-11). Oligochaeta werden in deze studie wel tot op soort gedetermineerd, met *Tubifex costatus* (nu *Heterochaeta costatus*) als meest abundante soort. In de jaren '50 werden dus

vrijwel dezelfde abundante soorten aangetroffen als in de periode 1990-1999. De dominantie van de verschillende taxa was echter anders. *Corophium volutator* bepaalde ruim 42% van de totale densiteit in de periode 1990-1999. Ten tijde van Leloup en Konietzko was dit slechts 1.2% en kenden de Oligochaeta de hoogste relatieve densiteit (43%). Opvallend is ook de lage aanwezigheid van *Heteromastus filiformis* (0.4%) en de relatief hoge abundatie van *Spio filicornis* (2%). Vermoedelijke oorzaak hiervan is dat de stalen werden genomen op relatief zandige locaties. *Spio filicornis* wordt vaak aangetroffen in zandige sedimenten, *Heteromastus filiformis* heeft eerder een voorkeur voor meer slibrijke sedimenten (BIJKERK & DEKKER 1990; YSEBAERT & MEIRE 1999). *Spio filicornis* is ook een meer mariene soort, en determinatiefouten zijn dan ook niet uit te sluiten. Naast de beschreven soorten werden er in de campagne van de jaren '50 ook twee soorten aangetroffen in de sedimentstalen die niet in de benthosstalen zaten: *Nereis succinea* en Arenicola marina.

Tabel 5-11: Gemiddelde, minimum en maximum densiteit van de soorten (individuen/m²) die werden aangetroffen in de 6 stations thv het Groot Buitenschoor in 1952-1953. Naar: LELOUP & KONIETZKO 1956.

Table 5-11: Average, minimum and maximum density of species (individuals/m²) found in the 6 stations near 'Groot Buitenschoor' in 1952-1953 (LELOUP & KONIETZKO 1956).

Soort	Gem./m²	Min.	Max.
Macoma balthica	7950	300	15300
Tubifex costatus	6660	300	25800
Nereis diversicolor	4980	300	12300
Spio filicornis	500	300	900
Corophium volutator	300	300	300
Capitella capitata	300	300	300
Heteromastus sp	300	300	300
Pygospio elegans	300	300	300

In een studie naar het voorkomen van benthos in de Westerschelde en Beneden Zeeschelde (YSEBAERT & MEIRE 1991), wordt een levensgemeenschap beschreven die zich hoofdzakelijk situeert in de brakke zone. Deze gemeenschap wordt gekenmerkt door een dominantie van sessiele Arthropoda en Annelida. De belangrijkste soorten zijn: *Heteromastus filiformis*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans*, *Capitella capitata* en *Corophium volutator*. De belangrijkste Mollusca is *Macoma balthica*. Oligochaeta werden in deze studie buiten beschouwing gelaten. Deze levensgemeenschap is grotendeels herkenbaar op het Groot Buitenschoor.

Uit een vergelijking van het Schelde-estuarium met het estuarium van de Eems bleek dat het mesohalien gedeelte van beide estuaria gekenmerkt wordt door een gemeenschap bestaande uit *Corophium volutator*, *Heteromastus filiformis*, *Nereis diversicolor* en *Macoma balthica* (YSEBAERT *et al.* 1998).

Marenzelleria sp., een uit Noord-Amerika afkomstige exoot, werd in 1982 voor de eerste maal in Europa aangetroffen in het Forth estuarium te Schotland (MCLUSKY *et al.* 1993). In 1983 werd een eerste exemplaar waargenomen in het Eems estuarium te Nederland. De eerste waarneming in de Baltische Zee dateert van 1985. Deze waarnemingen worden beschouwd als het resultaat van drie onafhankelijke introducties via de Noordzee. De oorzaak van de introducties ligt vermoedelijk bij het marien transport (ESSINK 1999). Daar waar op andere plaatsen (bv. Eems-Dollard (ESSINK & KLEEF 1993), Baltische Zee (KUBE *et al.* 1996) deze soort massaal uitbreidde, was dit op het Groot Buitenschoor (en in het Schelde-estuarium als geheel) nog niet het geval. In 1996 werd de exoot voor de eerste maal geregistreerd in het Schelde-estuarium. Voor Europa is dit de meest zuidelijke

waarneming (YSEBAERT *et al.* 1997). Op het Groot Buitenschoor werd in 1998 slechts één onvolledig exemplaar aangetroffen.

Een analyse van een zeer uitgebreide dataset toonde aan dat zowel saliniteit als diepte een rol spelen bij het verklaren van patronen in diversiteit, abundantie en biomassa van macrobenthos in het Schelde-estuarium (YSEBAERT *et al.* 2003). Algemeen kan worden gesteld dat het aantal soorten (γ-diversiteit) in de subtidale zone relatief hoger is dan in de intertidale zone. Het gemiddeld aantal soorten per staal (α-diversiteit) was dan weer wel hoger in de intertidale zone (YSEBAERT *et al.* 2000a; YSEBAERT *et al.* 2003).

Daarnaast nemen zowel de α-diversiteit als ook het totaal aantal soorten af met dalende saliniteit. Uit een analyse van de intertidale zone (periode 1990-2001; 30 stalen per jaar) bleek dat er 93 taxa werden aangetroffen in de polyhaline zone van de Westerschelde, 86 in de poly-mesohaline overgangszone en 59 in de mesohaline zone. In het zoetwater getijdegebied van de Schelde wordt geen toename in aantal soorten vastgesteld. Waarschijnlijk is dit een gevolg van de pollutie in dit gedeelte van het estuarium. Hier houdt enkel een verarmde benthische fauna stand, die voornamelijk bestaat uit een aantal Oligochaeta soorten (YSEBAERT *et al.* 1993; SEYS *et al.* 1999).

Op het Groot Buitenschoor werden 32 taxa aangetroffen, wat aanzienlijk lager is dan de 59 soorten in dezelfde zone in de Westerschelde. Dit verschil wordt vermoedelijk grotendeels verklaard door de kleinere dataset in de studie van het Groot Buitenschoor. De α-diversiteit op het Groot Buitenschoor bedroeg 6.2 ± 0.14 SE, hetgeen vergelijkbaar is met wat YSEBAERT (2000) vond in het mesohalien gedeelte van de Zeeschelde.

Historische gegevens voor het Schelde-estuarium zijn schaars, maar de studie van LELOUP & KONIETZKO uit de begin jaren vijftig toonde een gelijkaardige diversiteit 7 ± 1.2 SE als onze studie. Het totaal aantal soorten was beduidend lager (10), maar er werden dan ook maar 6 stations bemonsterd.

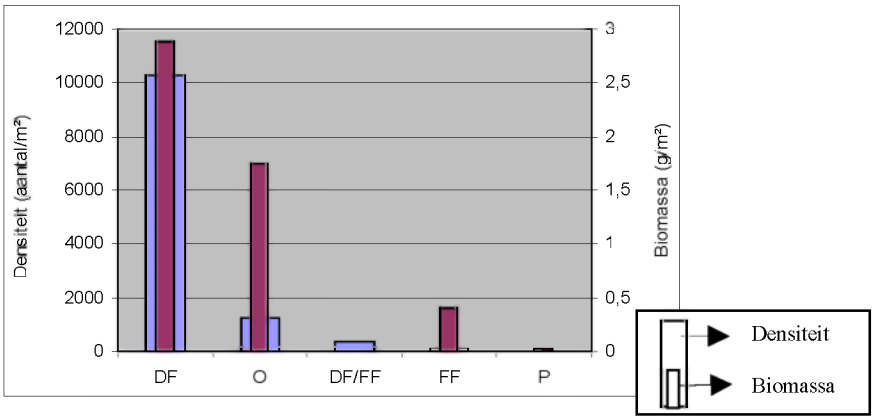
Voedselgroepen

Het bijna volledig ontbreken van de filter of 'suspension feeders', dit zijn soorten die zich voeden met voedsel, in hoofdzaak phytoplankton, afkomstig uit de waterkolom op het Groot Buitenschoor (figuur 5-33), is een fenomeen dat zich algemeen voordoet in het brakke deel van de Westerschelde. In het brakke deel van een estuarium domineert veelal een detritus-feeders gemeenschap. Op het Groot Buitenschoor kent deze voedselgroep een gemiddelde densiteit van 10273 individuen/m² per locatie en een gemiddelde biomassa van 2.88 g/m². Dit voedseltype is op het Groot Buitenschoor dan ook veruit het belangrijkste (figuur 5-33).

Het Schelde-estuarium is een sterk heterotroof systeem (MUYLAERT *et al.* 2000; MOENS *et al.* 2001). Dit betekent dat een belangrijk deel van het totale metabolisme in het estuarium rechtstreeks of onrechtstreeks gebruik maakt van koolstofbronnen die van elders worden aangevoerd. Stroomopwaarts, in het zoete en brakke deel van het estuarium, overweegt de heterotrofe strategie ruimschoots. Dit systeem wordt in z'n meest extreme vorm geïllustreerd in de maximum turbiditeitszone, waar zoet en zeewater 'botsen'. Door een combinatie van fysische, chemische en biologische factoren worden hier organische vlokken gevormd, die een belangrijke voedselbron zijn voor veel organismen in de waterkolom. Die vlokken zorgen tegelijk voor een verminderde lichtpenetratie in het water. Dit heeft een grote invloed op de fotosynthese van het fytoplankton, omdat het slib licht invangt waardoor al op een diepte van enkele tientallen centimeters geen licht meer voorhanden is voor groei van de algen. Bovendien heeft het zoutgehalte ook rechtstreeks invloed op de algen. Bij de overgang van zoet naar brak water sterven de zoetwateralgen af, en worden ze vervangen door brak- of zoutwateralgen. Omdat die laatste echter niet snel kunnen groeien in de troebele zone van de overgang, vinden we een minimum in algenbiomassa in deze zone. Verder stroomafwaarts worden de groeiomstandigheden voor de algen beter, en zien we een

vermeerdering van hun productie en van hun biomassa. Vele soorten bodemdieren zijn direct (door filtratie, bijv. de Kokkel en de Strandgaper *Mya arenaria*) of indirect (door afzetting van de algen op de bodem) afhankelijk van het fytoplankton voor hun voedselvoorziening. Hierdoor verwachten we een relatie tussen de hoeveelheid bodemdieren en de hoeveelheid fytoplankton in het estuariene ecosysteem (HERMAN *et al.* 1999). Dit is ook het geval in de Westerschelde, waar de gemiddelde biomassa in de polyhaliene zone opmerkelijk hoger is dan in de meso-/oligohaliene zone, met name in hoofdzaak door de hoge biomassa's aan kokkels in de polyhaliene zone (YSEBAERT & HERMAN 2001). De gemiddelde densiteit daarentegen vertoont deze gradiënt niet.

De voedselketen in de brakke zone van het Schelde-estuarium is dan ook voornamelijk opgebouwd rond een gemeenschap van detritus-feeders, die zich in het intergetijdengebied in belangrijke mate voeden met het microphytobenthos (vnl. diatomeeën). Nochtans zijn bepaalde filterfeeders, zoals de bivalve *Mya arenaria*, wel degelijk aangepast om in de brakke zone te overleven. De hoge dynamiek en de hoge troebelheid zijn vermoedelijk de oorzaak waarom ze in het Schelde-estuarium nauwelijks voorkomen. In het mesohalien gedeelte van het Eems-estuarium domineren deposit feeders in densiteit, wat betreft de biomassa zijn de voedselgroepen min of meer gelijk verdeeld, en zien we ook een relatief groot aandeel van *Mya arenaria*. Dit vermoedelijk ten gevolge van de lagere concentraties aan gesuspendeerd materiaal en de lagere dynamiek (YSEBAERT *et al.* 1998).



Figuur 5-33: Totale gemiddelde densiteit en biomassa (en de SE) uitgedrukt per voedseltype voor de gegevens van het Groot Buitenschoor (periode 1990-1999). DF=Deposit feeder; O=Omnivoor; DF/FF=Deposit feeder/filter feeder; FF=Filter feeder, P=Predator.

Figure 5-33: Total mean density and biomass (and SE) for each feeding guild. Data: Groot Buitenschoor period 1990-1999. DF=Deposit feeder; O=Omnivore; DF/FF=Deposit feeder/filter feeder; FF=Filter feeder, P=Predator.

Biomassa en densiteit

In 1990 werden in het Schelde-estuarium 50 locaties tussen Vlissingen en Dendermonde bemonsterd, twee van deze locaties waren gelegen op het Groot Buitenschoor. In het brakwatergetijdegebied (Hansweert tot Antwerpen) vertegenwoordigden de Oligochaeta 27% van de totale densiteit (tabel 5-12). Voor alle locaties op het Groot Buitenschoor was dat in 1990 31% en wanneer de hele studieperiode in beschouwing wordt genomen 23%. Voor de andere soortengroepen zijn de waarden zeer vergelijkbaar (YSEBAERT *et al.* 1992).

Tabel 5-12: Relatief aandeel in de totale densiteit van een aantal soortengroepen. De waarden van 'Scheldeonderzoek 1990' zijn een selectie (brakwater locaties; n=21) van gegevens uit een studie uitgevoerd door YSEBAERT *et al.* in 1990 (YSEBAERT *et al.* 1992)

Table 5-12: Relative dominance (density) of the different taxa. Data from 'Scheldeonderzoek 1990' are selected (brackish sample sites, n=21) from a study of YSEBAERT *et al.* 1992.

Soortengroep	Scheldeonderzoek 1990	Groot Buitenschoor 1990	Groot Buitenschoor 1990-1999
Oligochaeta	27	31	23
Polychaeta	39	26	30
Arthropoda	31	40	44
Mollusca	3	2	3

In diezelfde studie werd het benthos bestudeerd naargelang de saliniteitszone. Worden de gegevens van het Groot Buitenschoor (alle locaties) hiermee vergeleken, dan blijkt dat de verhouding typisch is voor een brakwatergebied van de Schelde (tabel 5-13).

Tabel 5-13: Relatief aandeel in de totale densiteit van een aantal soortengroepen per saliniteitszone (naar YSEBAERT *et al.* 1992) .

Table 5-13: Relative dominance (density) of the different taxa of each salinity zone (YSEBAERT *et al.* 1992)

Soortengroep	Marien 1990	Brak 1990	Zoet 1990
Oligochaeta	10	27	100
Polychaeta	77	39	0
Arthropoda	1	31	0
Mollusca	11	3	0

Een analoge redenering kan worden opgebouwd voor de biomassa. In het onderzoek op de 50 locaties werd 74% van de totale biomassa bepaald door het phylum Polychaeta, op het Groot Buitenschoor (alle locaties) was deze groep in 1990 goed voor 73% van de totale biomassa. Voor de volledige studieperiode is dit 68%. Ook het procentueel aandeel van de andere soortengroepen is vergelijkbaar (tabel 5-14). De verdeling van de biomassa leunt ook duidelijk aan bij die van het brakwatergebied van de Schelde (tabel 5-15).

Tabel 5-14: Relatief aandeel in de totale biomassa van een aantal soortengroepen. De waarden van 'Scheldeonderzoek 1990' zijn een selectie (brakwater locaties; n=21) van gegevens uit een studie uitgevoerd door YSEBAERT *et al.* in 1990 (YSEBAERT *et al.* 1992)

Table 5-14: Relative dominance (biomass) of some taxa. Data from 'Scheldeonderzoek 1990' are derived from YSEBAERT *et al.* 1992

Soortengroep	Scheldeonderzoek 1990	Groot Buitenschoor 1990	Groot Buitenschoor 1990-1999
Oligochaeta	7	5	4
Polychaeta	74	73	68
Arthropoda	7	18	19
Mollusca	11	5	9

Tabel 5-15: Relatief aandeel in de totale biomassa van een aantal soortengroepen per saliniteitszone (naar YSEBAERT *et al.* 1992) .

Table 5-15: Relative dominance (biomass) of the different taxa of each salinity zone. Data from 'Scheldeonderzoek 1990' are selected (brackish sample sites, n=21) from a study of YSEBAERT *et al.* 1992.

Soortengroep	Marien 1990	Brak 1990	Zoet 1990
Oligochaeta	0	7	100
Polychaeta	41	74	0
Arthropoda	0	7	0
Mollusca	59	11	0

Het dalend verloop van de biomassa, dat wordt waargenomen gaande van de mariene wateren naar de zoete vertoont een scherpe daling ter hoogte van de Belgisch Nederlandse grens. In het mariene deel van de Westerschelde wordt de biomassa gedomineerd door Mollusca en Polychaeta, in het brakke deel domineren de Mollusca niet langer, hetgeen de scherpe daling in biomassa verklaart (VANHOOREN 1989; YSEBAERT *et al.* 1993).

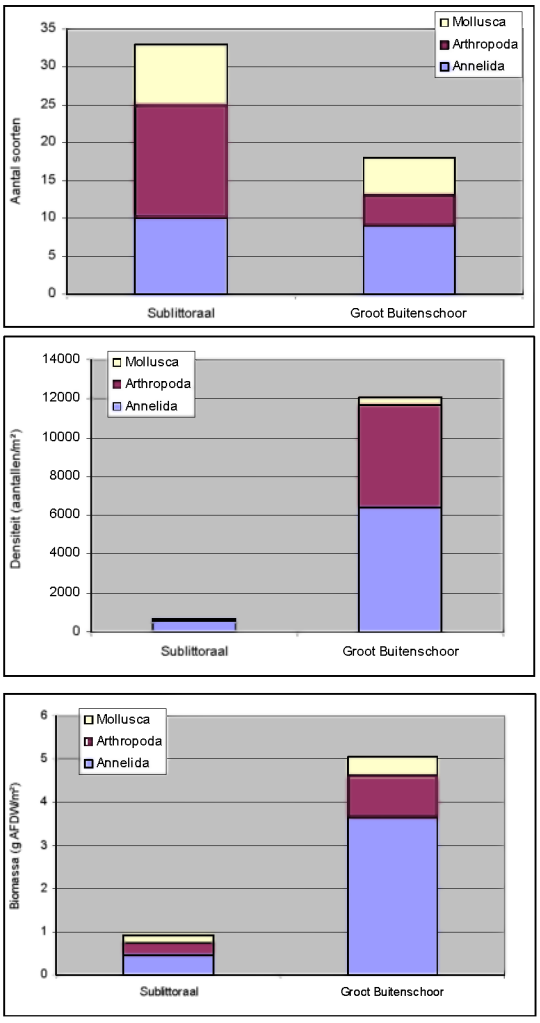
Toch kunnen er binnen de brakwaterzone ook nog sterke verschillen optreden al naargelang de onderzochte locatie meer aansluit bij de polyhaliene zone (hoger zoutgehalte), dan wel bij de oligohaliene zone (lager zoutgehalte). Zo zien we ter hoogte van Valkenisse en Baalhoek, naast soorten zoals Oligochaeta, *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* en *Heteromastus filiformis*, ook andere soorten domineren zoals de polychaete *Pygospio elegans*, en de bivalven *Macoma balthica* en *Scrobicularia plana*. Ook worden hier filter feeders zoals *Cerastoderma edule* en *Mya arenaria* aangetroffen, maar met name de kokkel verdwijnt vaak terug omwille van de lage zoutgehaltes in de winter en het voorjaar (YSEBAERT 2000). Doorgaans gaat het hier ook om meer stabiele gemeenschappen dan de bodemdiergemeenschappen op het Groot Buitenschoor (YSEBAERT 2000) (zie verder). Uiteraard spelen naast de saliniteitsgradient ook lokale factoren, zoals sedimentsamenstelling, een belangrijke rol in het verklaren van verschillen in gemeenschappen tussen verschillende stations (zie verder).

Stroomopwaarts zien we geleidelijk de dominante van Oligochaeta toenemen en vanaf Boereschans (t.h.v. Antwerpen) worden bijna uitsluitend Oligochaeta aangetroffen. Naast een effect van de saliniteitsgradient speelt hier ook de hogere verontreiniging in dit deel van het estuarium een rol (YSEBAERT *et al.* 1993; SEYS *et al.* 1999).

Vergelijking met het sublittoraal

In het najaar van 1996 en van 1997 werden in de Beneden Zeeschelde 53 sublittorale locaties bemonsterd. De punten waren gelegen op 9 dwarsraaien verspreid van de Belgisch – Nederlandse grens tot aan het Fort Liefkenshoek. De staalname gebeurde met een Van Veen grijper, en dit op een drietal verschillende dieptes (0.5 tot 2.5m T.A.W.; 2.6-7.5m T.A.W.; >7.5m T.A.W). De verwerking in het labo was analoog aan die van het onderzoek op het Groot Buitenschoor (DE NEVE *et al.* 1998). De gegevens ter hoogte van het studiegebied worden vergeleken met de intertidale gegevens (periode 1996-1997). Tijdens de sublittorale campagne werden duidelijk meer soorten (34) aangetroffen dan op het Groot Buitenschoor in dezelfde periode (18). Twaalf soorten werden in beide studies waargenomen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat zowel het aantal bemonsterde locaties als de bemonsteringsoppervlakte verschilden tussen beide studies. Wanneer we de volledige studieperiode beschouwen op het Groot Buitenschoor (1990-1999), komen ongeveer hetzelfde aantal soorten voor. Het relatief aandeel per phylum is verschillend: op het Groot Buitenschoor vormen de Annelida de belangrijkste groep. In het sublittoraal zijn dat de Arthropoda, op het Groot Buitenschoor de kleinste groep. Wat betreft de totale densiteit is deze beduidend hoger op het Groot Buitenschoor. Elk phylum kent een hogere densiteit in de intertidale locaties. In beide studies wordt de densiteit gedomineerd door Annelida, maar de dominante soorten verschillen: in het sublittoraal domineert de brakwatersoort *Polydora*

ligerica, op het Groot Buitenschoor domineren *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta. Deze laatste twee komen ook in relatief hoge densiteiten voor in het sublittoraal. In tegenstelling tot de sublittorale zone, hebben in verhouding Arthropoda, met name *Corophium volutator*, op het Groot Buitenschoor een relatief groot aandeel in de densiteit. De biomassa is op het Groot Buitenschoor duidelijk hoger dan in de subtidale zone. Wel zijn de dominanties van de verschillende phyla onderling vergelijkbaar. Annelida bepalen het grootste deel van de biomassa, dan de Arthropoda en vervolgens de Mollusca. De Annelida bepalen intertidaal wel een relatief groter deel van de biomassa (72%) in vergelijking tot het subtidale (50%). De Mollusca bepaalden dan weer subtidaal een relatief belangrijker deel van de biomassa: 20% subtidaal t.o.v. 9% intertidaal. In het intertidaal zijn de Annelida *Heteromastus filiformis* en *Nereis diversicolor* veruit de belangrijkste. In het subtidaal zijn dat Boccardia redeki en *Heteromastus filiformis*. Subtidaal bepalen de Arthropoda Palaemon longirostris en *Crangon crangon* voornamelijk de biomassa, dit in tegenstelling tot *Corophium volutator* in het intertidaal. *Macoma balthica* domineert in belangrijke mate de biomassa intertidaal, subtiaal is dat voor de Mollusca Crassostrea angulata (figuur 5-34).



Figuur 5-34: Vergelijking van het aantal soorten, gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa in een sublittorale versus intertidale bemonsteringscampagne in de Zeeschelde. Data sublittoraal zijn afkomstig van DE NEVE *et al.* 1998, data Groot Buitenschoor van voorliggende studie (periode 1996-1997).

Figure 5-34: Comparison of the number of species; mean density and mean biomass between a sublittoral versus an intertidal sampling campagne in the Zeeschelde. Sublittoral data were derived from DE NEVE *et al.* 1998, Groot Buitenschoor selected data from the present study (1996-1997).

Grootschalige versus lokale patronen en jaarlijkse versus seizoenale patronen

Het interpreteren van patronen in een benthospopulatie is niet eenvoudig. Een macrobenthospopulatie wordt namelijk beïnvloed door de samenwerking van een aantal factoren, zowel intrinsieke als extrinsieke. Voorbeelden van een instrinsieke oorzaken zijn de predator-prooi relatie en het succes van voortplanting, extrinsieke factoren zijn factoren die betrekking hebben tot de abiotiek: sedimentsamenstelling, saliniteit, hoogteligging, vrijliggingsduur, weersomstandigheden.

Intrinsieke en extrinsieke oorzaken beïnvloeden meestal simultaan de benthospopulatie hetgeen de interpretatie van patronen er niet eenvoudiger op maakt (MEIRE *et al.* 1994; TURNER *et al.* 1995; BEUKEMA *et al.* 2000; TRUSH & WHITLACH 2001).

De effecten kunnen zich voordoen op ruimtelijk en op temporeel niveau. Patronen die worden beschreven bij een bepaalde soort kunnen ook worden beschreven voor andere slikken. Temporele fluctuaties kunnen zich daarenboven op korte of op lange termijn manifesteren, al dan niet regelmatig fluctuerend (YSEBAERT & MEIRE 1991; BEUKEMA *et al.* 2000).

Wanneer de hele Zeeschelde in beschouwing wordt genomen, kan worden gesteld dat ruimtelijke patronen primair worden gestuurd door de saliniteit en getijdenwerking (zie boven). Op het niveau van het slik zijn hoogteligging en sedimentsamenstelling de belangrijkste factoren. De slibarme locaties op de hoog-dynamische Ballastplaat kennen een soortensamenstelling die duidelijk afwijkt van die van de andere locaties. Ook het meer zandige karakter van het zuidelijk deel van het slik vertaalt zich in een andere verhouding van de dominanta taxa. Ten zuiden van de leidam is de densiteit van *Nereis diversicolor* en *Heteromastus filiformis* hoger, de densiteit van Oligochaeta is er lager. Uit de ordinaties en classificaties van de overige locaties blijkt verder dat de hoogteligging en de daarmee gepaard gaande vrijliggingsduur een belangrijk effect hebben op de biomassa en densiteit van het benthos. Hierbij zien we dat het eerder gaat om veranderingen in het relatief aandeel van de verschillende dominante soorten, dan wel om veranderingen in soortensamenstelling. Een geringere overspoeling van het slik kan effect hebben op het benthos via veranderingen in predatiedruk, golfwerking, temperatuursverschillen, uitdroging, voedselaanbod, rekrutering en andere factoren.

Significante verschillen in de densiteit van alle 5 de dominante taxa werden waargenomen tussen locaties, tussen jaren en tussen de interactie locatie*jaar, maar het relatief aandeel van deze verschillende factoren in het verklaren van de totale variantie variëerde tussen de taxa. Samenvattend kan worden gesteld dat bij *Corophium volutator* het grootste deel van de variantie bepaald werd door de factor locatie. De fluctuaties die optreden tussen de locaties primeren boven de fluctuaties tussen de jaren. De verschillen tussen de replica's (error term) zijn voor deze soort ook het kleinst. Bij Oligochaeta, en vooral bij *Macoma balthica*, valt de grote error term op. Dit wijst op relatief grote verschillen tussen de replica's (kleinschalige 'patchiness'). Zowel bij deze twee taxa als bij *Nereis diversicolor* is de variantie bepaald door de interactieterm groter dan de variantie verklaard door de factoren jaar en locatie. Dit duidt op jaarlijkse fluctuaties die sterk verschillen tussen de locaties. De verschillen zijn het grootst voor *Nereis diversicolor*. Bij *Heteromastus filiformis* wordt het grootste deel van de variantie verklaard door de factor jaar. Bij deze soort zijn de jaarlijkse fluctuaties belangrijker dan de locatiegebonden fluctuaties. Voor *Heteromastus filiformis* zien we dan ook dat jaren met een gemiddeld hoog slibgehalte ook jaren zijn met hoge densiteiten van deze soort.

De resultaten toonden tevens duidelijk aan dat benthische gemeenschappen op het Buitenschoor grote seizoenale variaties ondergaan. Deze seizoenale variaties bleken groter te zijn dan de langjarige trends. Slechts enkele soorten werden het hele jaar door in relatief grote aantallen waargenomen. Daarnaast werd een duidelijk verschil vastgesteld tussen de bodemdiergemeenschappen van locaties L en R. Deze verschillen zijn in hoofdzaak

gerelateerd aan een verschil in sedimenteigenschappen tussen beide locaties. L is een relatief zandige locatie terwijl R veel slibrijker is. Dit uit zich duidelijk in een verschil in dominantie van de verschillende soorten. Soorten kenmerkend voor slibrijke bodems, zoals *Heteromastus filiformis* en Oligochaeta, domineerden in R. Soorten die in een gang of koker leven, zoals *Corophium volutator* en *Pygospio elegans*, zullen het beter doen in een relatief zandiger substraat, en domineerden dan ook in L. Daarbij dient opgemerkt te worden dat al deze soorten een grote tolerantie hebben ten aanzien van het sediment waarin ze leven. De range waarin ze voorkomen is dan ook voor de meeste soorten gelijkaardig, maar het optimum verschilt.

Naast GBL en GBR werden in de periode maart 1993 - augustus 1994 nog drie andere locaties maandelijks bemonsterd: Paulinaschor, Baalhoek en Valkenisse. Deze locaties bevonden zich stroomafwaarts van het Groot Buitenschoor. Op Paulinaschor bestond het sediment uit zeer fijn zand, op Valkenisse uit fijn zand en op Baalhoek varieerde het tussen slibrijk en fijn zand. Uit deze studie bleek dat de ruimtelijke spreiding (verschillen tussen locaties) domineert over de seizoenale variatie. Op alle locaties werden wel duidelijke seizoenale schommelingen in densiteit en biomassa waargenomen, de densiteitsschommelingen waren het meest uitgesproken op Valkenisse, GBR en GBL. De piekdensiteit werd in de polyhaliene zone eerder bereikt dan in het mesohalien gedeelte, de biomassa volgde grotendeels dit patroon. Op Paulina en Baalhoek bleef de relatieve verhouding van de verschillende voedseltypes relatief constant. Anders was dit op Valkenisse, GBL en GBR waar er duidelijke seizoenale verschuivingen optraden.

Aan de basis van deze schommelingen ligt de saliniteit die ter hoogte van het meso-oligohaliene overgangsgebied grote seizoenale schommelingen vertoont (YSEBAERT *et al.* 2000a).

In de periode 1978-1988 werden op 2 locaties in de Westerschelde de seizoenale fluctuaties opgevolgd. Eén locatie was gelegen op de Platen van Valkenisse (brak), een andere op de Middelplaten (marien). Op beide locaties werden duidelijke seizoenale schommelingen vastgesteld. Het aantal soorten, densiteit en biomassa zijn beduidend lager in het voorjaar. Bij *Pygospio elegans*, *Cerastoderma edule*, *Corophium arenarium* en *Corophium volutator* werden steeds hoge aantallen in het najaar aangetroffen, en beduidend lagere aantallen in het voorjaar. *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica* vertoonden deze schommelingen ook, maar dan enkel op de Platen van Valkenisse. Eén soort vertoonde het omgekeerde seizoenaal patroon: *Bathyporeia* sp. De grootste schommelingen deden zich voor op de brakke locatie (YSEBAERT & MEIRE 1991).

Ook de temperatuur speelt een belangrijke rol in het sturen van een benthosgemeenschap. Zo onderzocht Beukema (1987) in de intergetijdegebieden van de Wadden Zee het effect van lage temperaturen op de predator Nephtys hombergii, gevoelig voor lage temperaturen en zijn hoofdprooien Scolopis armiger en *Heteromastus filiformis*, niet gevoelig aan lage temperaturen. Uit deze studie bleek dat de aantallen van Nephtys hombergii sterk daalden na een strenge winter, met als indirect gevolg een toename van zijn prooien (BEUKEMA 1989; BEUKEMA 2000). *Macoma balthica* is dan weer een soort die relatief tolerant is ten opzichte van lage temperaturen, en na strenge winters een betere overleving kent (BEUKEMA 1985).

In een lange termijn studie naar de effecten van de stormvloedkering in de Oosterschelde bleek ook dat een benthosgemeenschap jaarlijks grote schommelingen vertoont. Een deel van deze variatie werd gestuurd door lage wintertemperaturen (SEYS *et al.* 1994).

Tijdens de 10 jarige campagne op het Groot Buitenschoor traden er twee strenge winters op: in 1996 en in 1997. In beide jaren was het relatieve slibgehalte maximaal, net als de gemiddelde densiteit en biomassa. De densiteit en biomassa van *Nereis diversicolor* veranderden in deze twee jaren nagenoeg niet, de andere vier dominante soorten vertoonden voor beide parameters een toename. Of deze veranderingen een rechtstreeks

gevolg zijn van de lage wintertemperaturen kan echter niet worden gesteld daar andere factoren ook een invloed hebben.

Besproken omgevingsvariabelen bepalen slechts een beperkt deel van de variatie. Andere factoren kunnen ook nog een invloed hebben: werking van de golfslag, hydrodynamiek, voedselaanbod (bijv. microphytobenthos), predatie enz. Daarnaast speelt menselijke beïnvloeding (bijvoorbeeld verontreiniging, baggerwerkzaamheden, enz) ook nog een rol.

Voor de jaren 1992, 1996 en 1998 lijkt de sedimentkwaliteit algemeen te zijn verbeterd op het Groot Buitenschoor, dit vooral ten gevolge van de daling aan organische microverontreiniging. Voor die locaties waar er ook voor 1999, 2000 en 2001 gegevens beschikbaar zijn kon geen verdere verbetering worden vastgesteld.

Een aantal van de dominante soorten zijn indicatoren voor de biobeschikbaarheid van polluenten (o.a. ESSINK & BEUKEMA 1986; ESSELINK *et al.* 1989; DÍEZ *et al.* 2000). Een verandering in de vervuiling van het sediment zou zich dan ook moeten uiten in een verandering van densiteit/biomassa van deze soorten. De gemiddelde densiteit en biomassa van het macrobenthos nemen globaal gezien toe doorheen de studieperiode. Een verbeterde sedimentkwaliteit zal hiervoor grotendeels verantwoordelijk zijn, maar kan de daling in 1998 en 1999 niet verklaren.

Besluiten

Het brakwatergedeelte van de Schelde is van nature uit al een zeer dynamische en wisselende omgeving. De organismen die er voorkomen zijn dan ook onderhevig aan deze schommelingen waardoor het moeilijk is om een onderscheid te maken tussen antropogene en natuurlijke effecten. De temporele variabiliteit in bodemdiergemeenschappen is het grootst waar ook de omgevingsvariabiliteit het grootst is. In de meso-/oligohaliene overgangszone vertoont de bodemdiergemeenschap grote variaties qua soortensamenstelling, aantallen en biomassa's en schijnt niet verder te evolueren dan een 'pioniersgemeenschap', gekenmerkt door opportunistische/tolerante soorten zoals *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator* en Oligochaeta. Oligochaeta en *Heteromastus filiformis* zijn soorten die tolerant zijn ten opzichte van fysische en chemische veranderingen en dus vaak massaal worden aangetroffen op gestresseerde locaties. Daarentegen wordt in de mariene zone, met een veel stabieler zoutgehalte, de macrobenthosgemeenschap gekenmerkt door grotere, langer levende soorten zoals *Cerastoderma edule* en Arenicola marina (MEIRE *et al.* 1991; YSEBAERT & MEIRE 1991; YSEBAERT *et al.* 1993).

Seizoenale schommelingen zijn vaak groter dan jaarlijkse trends, oorzaak hiervan is de saliniteit die grote seizoenale schommelingen vertoont.

Fluctuaties in densiteiten en biomassa's van een macrobenthosgemeenschap worden vaak niet over het gehele slik aangetroffen en zijn locatiegebonden. Deze veranderingen worden veelal gestuurd door de sedimentsamenstelling, de hoogteligging en daarmee gepaard gaande vrijliggingsduur van de locatie. Variaties die algemeen op het gehele slik worden aangetoond zijn vaak gebonden aan saliniteit en dus aan de ligging in het estuarium.

6. Watervogels

6.1. Inleiding

Het internationaal belang van de slikken en schorren van de Beneden Zeeschelde voor watervogels en de impact van de Europa- en Noordzee containerkaden op het gebruik van de Beneden Zeeschelde door watervogels werden reeds onderzocht door (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Dit rapport behandelde de waarnemingsgegevens van 1980 tot 1997 voor Groot Buitenschoor, Galgenschoor en Paardenschor.

Bij de rapportage van het uitgebreider monitoringprogramma dat op het Groot Buitenschoor van start ging naar aanleiding van de bouw van de Noordzee containerterminal wordt nu nagegaan hoe de trends op het Groot Buitenschoor die in de vorige studie tot uiting kwamen verder evolueerden. Sinds 1997 wordt er weer zeer regelmatig geteld in het gebied, trends die uit deze tellingen blijken zijn dus een redelijke weergave van de werkelijkheid.

In dit hoofdstuk worden de watervogelgegevens van het Groot Buitenschoor besproken voor de periode april 1989 – maart 2002. De verwerkingsmethoden zijn zeer gelijkaardig aan de vorige rapportage en bij de bespreking van de resultaten wordt in de mate van het mogelijke teruggekoppeld naar de bevindingen uit die studie met betrekking tot het Groot Buitenschoor. Tevens wordt getracht om een link te leggen naar een andere schakel in het voedselweb: het macrobenthos. Bij de bespreking per soort ligt de nadruk vooral op trends in de tijd en minder op het seizoenaal patroon, dit werd reeds eerder uitvoerig beschreven en varieert minder in de tijd (VAN DEN BERGH *et al.* 1998).

6.2. Materiaal en methoden

De waarnemingsgegevens

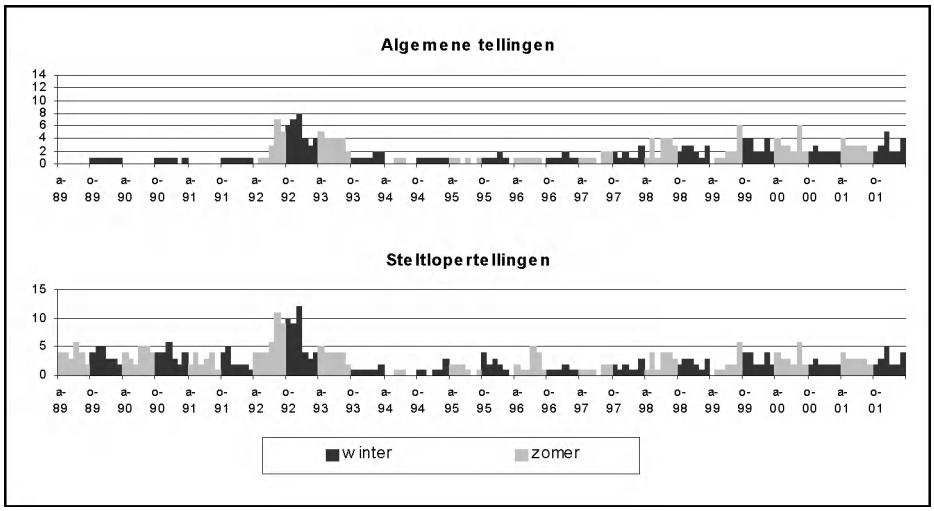
Gegevens bronnen

Trends in de evolutie van de watervogelpopulatie werden onderzocht op basis van verschillende data-sets:

- Midmaandelijkse watervogeltellingen in Vlaanderen: In Vlaanderen werd in 1979 een monitoringprogramma opgestart waarbij er ieder winterhalfjaar gecoördineerde midmaandelijkse tellingen gebeuren in de belangrijkste waterrijke gebieden. De gegevens worden verzameld en verwerkt door het Instituut voor Natuurbehoud. Sinds het winterhalfjaar 81-82 is het Groot Buitenschoor een afgebakend telgebied met een eigen gebiedscode.
- Waarnemingen van conservators en veldornithologen: Op het Groot Buitenschoor werd vanaf januari 1981 tot midden jaren '90 zeer regelmatig geteld door de conservator Raymond Deman. Het betreft vooral tellingen van steltlopers. Recente gegevens zijn vooral van Frank Wagemans, de huidige conservator. De verspreiding van de watervogels over het slik werd beoordeeld door Frank Wagemans en geëvalueerd op basis van de tellingen van 6 augustus 2002 tot 15 mei 2003, waarbij het gebied in 7 sectoren werd onderverdeeld (figuur 6-24a).
- MER Noordzee-Terminal: In het kader van het Milieu effecten rapport voor de Noordzee containerterminal werden er op het Groot Buitenschoor zeer regelmatig laagwatertellingen uitgevoerd van augustus '92 tot september '93 door Geert Rossaert (ECOLAS 1993). In dit programma werden eveneens sectortellingen uitgevoerd, zei het met een andere gebiedsindeling.

Frequentie en volledigheid van de tellingen

Een overzicht van de tellingen per gebied en per maand voor de studieperiode is weergegeven in figuur 6-1 en tabellen 6-1a en b. Steltlopertellingen worden apart vermeld omdat vooral in de beginperiode een groot aantal tellingen tot deze soortengroep beperkt was.



Figuur 6-1: Aantal tellingen per maand op het Groot Buitenschoor van 01/04/1989 tot 31/03/2002.

Figure 6-1: Number of waterbird counts per month on the Groot Buitenschoor between 01/04/1989 and 31/03/2002.

Tabel 6-1: Aantal algemene tellingen (a) en steltlopertellingen (b) per maand op het Groot Buitenschoor van 01/04/1989 tot 31/03/2002.

Table 6-1: Number of waterbird counts (a) and wader counts (b) per month on the Groot Buitenschoor between 01/04/1989 and 31/03/2002.

a	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Totaal
1989				-	-	-	-	-	-	1	1	1	3
1990	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	6
1991	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	5
1992	1	1	1	-	1	1	3	7	5	6	7	8	41
1993	4	3	4	5	4	4	4	4	2	1	1	1	37
1994	1	2	2	-	-	1	1	-	-	1	1	1	10
1995	1	1	1	1	1	-	1	-	1	1	1	1	10
1996	2	1	-	1	1	1	1	1	-	1	1	1	11
1997	3	1	1	1	1	1	-	2	2	2	1	2	17
1998	1	1	3	1	4	1	4	4	3	2	3	3	30
1999	2	1	3	-	1	1	2	2	6	4	4	2	28
2000	2	4	2	4	3	3	2	6	2	2	3	2	35
2001	2	2	2	4	3	3	3	3	2	2	3	5	34
2002	2	2	4										8
Totaal	23	20	25	17	19	16	21	29	23	25	28	29	275
b	Jan	Feb	Mrt	Apr	Mei	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Totaal
1989				4	4	3	6	4	2	4	5	5	37
1990	3	3	2	4	3	2	5	5	4	4	4	6	45
1991	3	2	4	2	4	2	3	4	1	4	5	2	36
1992	2	2	1	4	4	4	6	11	9	10	9	12	74
1993	4	3	4	5	4	4	4	4	2	1	1	1	37
1994	1	1	2	-	-	1	1	-	-	1	1	-	8
1995	1	1	3	2	3	2	2	-	1	4	2	3	24
1996	2	1	-	2	1	1	5	4	1	1	1	2	21
1997	2	1	1	1	1	1	-	2	2	2	1	2	17
1998	1	1	3	1	4	1	4	4	3	2	3	3	30
1999	2	1	3	-	1	1	2	2	6	4	4	2	28
2000	2	4	2	4	3	3	2	6	2	2	3	2	35
2001	2	2	2	4	3	3	3	3	2	2	3	5	34
2002	2	2	4										8
Totaal	28	24	31	33	35	28	43	49	35	41	42	45	434

De beschouwde vogelsoorten

De soortengroepen die geteld werden zijn duikers, futen, aalscholvers, reigers, zwanen, ganzen, eenden, rallen, steltlopers en sternen. Meeuwen werden buiten beschouwing gelaten. De meest belangrijke soorten worden apart besproken, een aantal anderen worden summier behandeld, en voor de overige soorten worden de waargenomen maandgemiddelden in tabellen per seizoen weergegeven in bijlage VI-1. Bij de analyse van trends in de soortensamenstelling en de aantallen van de watervogels werd rekening gehouden met alle soorten en werd alle beschikbare informatie in de mate van het mogelijke gebruikt.

Verwerking van de telgegevens

In overeenstemming met de vorige rapportage werd de tijd ingedeeld in seizoenen. Een volledig seizoen begint op 1 juli en eindigt op 30 juni van het volgend jaar. Een winterseizoen begint op 1 oktober en eindigt op 31 maart. Het zomerseizoen loopt van 1 april tot 30 september.

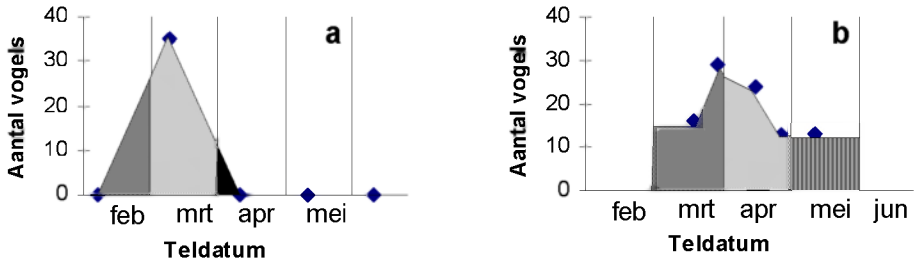
Bij sommige tellingen werden pulli van Bergeenden apart vermeld. In de aantallen werden ze pas mee verrekend vanaf de derde decade van augustus. De jongen die dan nog in leven zijn hebben bijna de adulte grootte bereikt en zullen vrijwel zeker overleven.

Vogeldagen

Verschillende studies benadrukken het belang van uniformiteit in de wijze van het verzamelen van gegevens bij monitoringprogramma's. Voor deze rapportage werden gegevens uniform verwerkt zonder correctiefactoren in te voeren voor verschillende gegevensbronnen en telfrequenties. De impact van fouten en onnauwkeurigheden op de resultaten werd in de mate van het mogelijke beperkt door voor iedere soort het aantal vogeldagen per maand te berekenen. Ten opzichte van het gebruik van gemiddelden heeft het aantal vogeldagen het voordeel dat er bij de verwerking ook rekening gehouden wordt met de tijdspanne tussen de tellingen. Op die manier worden tijdelijke pieken en dieptepunten in de aantallen beter naar waarde geschat in het eindresultaat wanneer er regelmatig geteld wordt.

Het aantal vogeldagen tussen twee opeenvolgende tellingen is berekend als (n1+n2)(d2-d1)/2. Hierbij is (n1+n2) de som van het aantal vogels voor de twee tellingen en d2-d1 het aantal dagen tussen de twee tellingen. Kwantitatief komt het aantal vogeldagen overeen met de oppervlakte onder de curve in een lijngrafiek van het aantal vogels t.o.v. de tijd. Deze oppervlakte werd per maand berekend.

Voor soorten die sporadisch aanwezig zijn in een gebied waar maandelijks slechts één keer geteld wordt, laat één enkele waarneming zich over drie maanden gelden in het aantal vogeldagen (figuur 6-2a). Indien er voor de vorige of volgende maand geen telgegevens beschikbaar zijn geldt hetzelfde aantal tot het begin of het einde van de maand (figuur 6-2b).



Figuur 6-2: Grafische weergave van het aantal vogeldagen per maand.

Figure 6-2: Graphical representation of the number of bird-days per month.

Maandgemiddelden

Omwille van de reeds aangehaalde voordelen van het gebruik van het aantal vogeldagen werden alle in dit rapport vermelde maandgemiddelden bekomen door het aantal vogeldagen te delen door het aantal dagen in de betreffende maand.

Maandgetallen

Om trends in de loop van een seizoen te bespreken werd voor iedere maand een maandgetal berekend. Hiervoor werd het gemiddelde van het aantal vogeldagen voor die maand over de jaren met zowel winter- als zomertellingen (oktober 1991-maart 2002) gebruikt.

Biodiversiteitsindices

Om trends in de biodiversiteit te evalueren werden indices voor de soortenrijkdom, de eveness en de biodiversiteit berekend per maand. Hiertoe werd er gebruik gemaakt van de maandgemiddelden.

De Shannon-Wiener index (H') is een veel vernoemde en gebruikte index om de diversiteit van een populatie weer te geven. Hij incorporeert zowel de soortenrijkdom als de eveness (zie ook 5.1).

$H' = - \Sigma i\ pi\ (\ln pi)$ $pi = ni / N$ of het aantal individuen van de i-de soort gedeeld door het totaal aantal individuen.

Margalef's index (d) werd berekend om de soortenrijkdom te evalueren.

$d = (S-1)/\ln N$ S= aantal soorten, N= totaal aantal watervogels

Pielou's eveness index (J') werd gebruikt om de verdeling van de aantallen over de verschillende soorten te evalueren.

$J' = H'$ (geobserveerd)/ (H' max) H' (max) = lnS (de grootst mogelijke diversiteit).

Criteria voor het belang van het studiegebied voor watervogels

Ook in dit rapport wordt gebruik gemaakt van de internationale 1% norm zoals die gehanteerd wordt bij de implementatie van de Ramsar Conventie (ROSE & SCOTT 1997). De geografische begrenzingen en de numerieke grootte van de populaties zijn ontleend aan de overzichten die in het betreffende jaar van toepassing waren (ROSE 1995; ROSE & SCOTT 1994, 1997; SCOTT & ROSE 1996; SMIT & PIERSMA 1989; WETLANDS INTERNATIONAL 2002). Normoverschrijdingen werden vastgesteld op basis van de getelde seizoensmaxima.

Tabellen en figuren bij de bespreking per soort

Seizoensmaxima

Voor de belangrijkste soorten werd een tabel opgemaakt met de seizoensmaxima en de internationale 1% norm. Voor soorten waarvan de Noordwest-Europese populatie in de loop van de beschouwde periode veranderde, werd de gangbare populatieschatting van het moment gebruikt. Overschrijdingen van de 1% norm werden gearceerd.

Trends in de tijd

Per soort werd een staafdiagram gemaakt van de maandgemiddelden (berekend op basis van het aantal vogeldagen) over de ganse waarnemingsperiode (april 1989-maart 2002). Voor de overzichtelijkheid werden winter- (oktober-maart) en zomermaanden (april-september) verschillend weergegeven.

Evaluatie van de trends

Trends op het Groot Buitenschoor worden getoetst aan die in de rest van het Schelde estuarium en, voor de soorten waarvoor gegevens beschikbaar zijn, aan de trends in Vlaanderen in een lijngrafiek die de seizoensmaxima weergeeft voor het Groot Buitenschoor, Saeftinge, de Westerschelde, de Zeeschelde en Vlaanderen. De gegevens voor deze vergelijkingen werden ontleend aan de rapportenreeks 'Watervogels in de Zoute Delta' van Rijkswaterstaat, de jaarverslagen en de database van de vereniging de Steltkluut, de databanken van de midmaandelijkse watervogeltellingen in Vlaanderen (IN) en van de boottellingen op de Zeeschelde (IN).

Verspreiding van de watervogelsoorten over het gebied

Twee gegevensbronnen deelden het gebied in sectoren om de verspreiding van de verschillende soorten over het gebied te evalueren. Omdat hierbij niet volledig dezelfde gebiedsindelingen waren gebruikt werden een aantal sectoren samengenomen ten einde een maximale overeenstemming te verkrijgen. Deze afgeleide gebiedsindeling diende als basis om de verspreiding van de soorten in '92-'93 en in 2002-2003 te vergelijken (figuur 6-25).

De weersomstandigheden

Bij de interpretatie van tellingen is het zinvol een beeld te hebben van de weersomstandigheden. Vooral het winterweer kan ongewone verplaatsingen van watervogels veroorzaken.

Er werd gebruik gemaakt van de metingen verricht in het meest naburige weerstation van het Koninklijk Meteorologisch Instituut (Stabroek). Figuur 6-3a-d geeft respectievelijk de temperatuurgemiddelden per maand, het aantal vorstdagen per maand (min<0°C), het aantal winterse dagen per maand (max<0°C) en de strengheid van de winters weer voor de periode van 1 januari 1990 tot 31 december 2001.

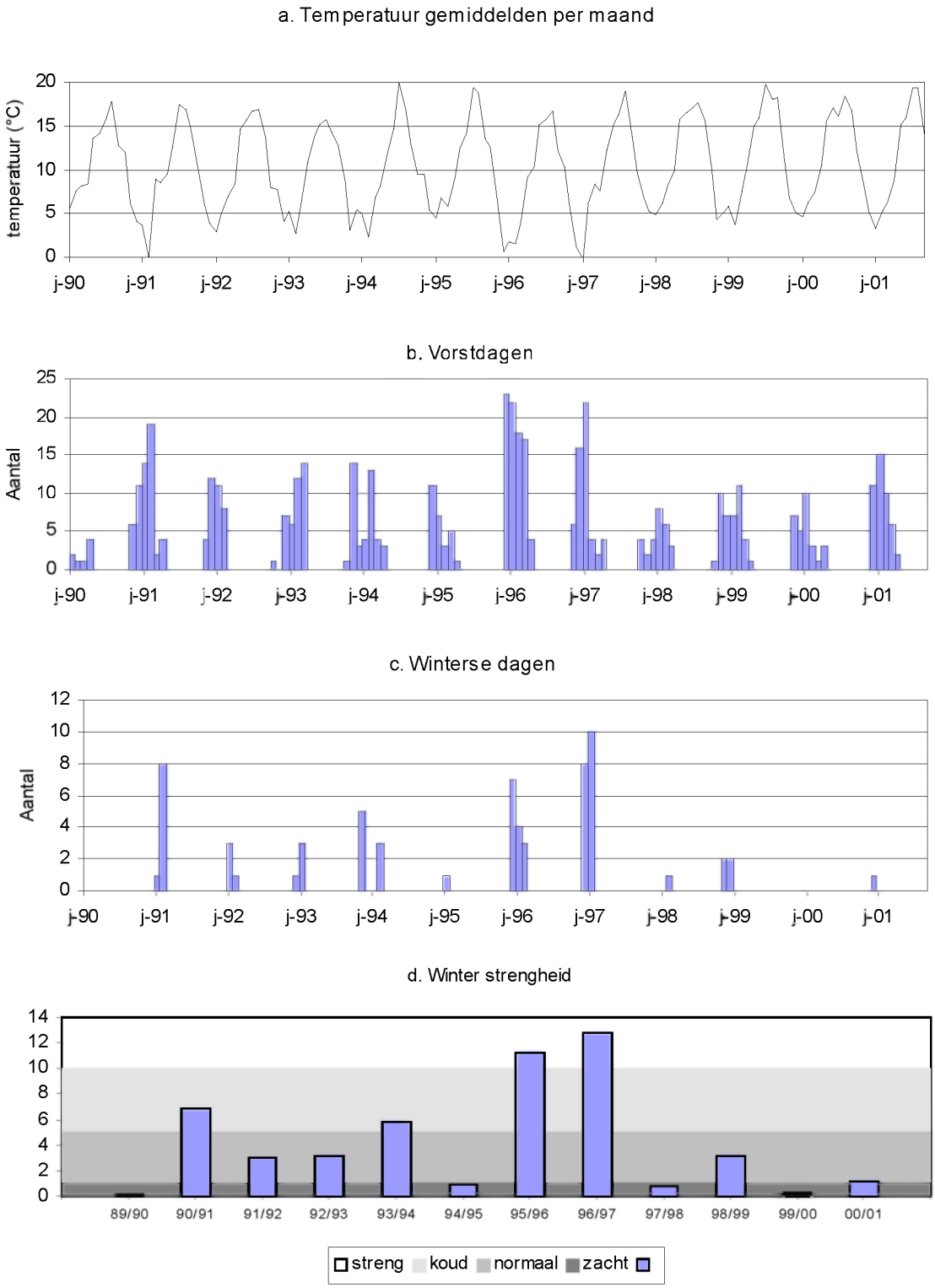
De strengheid van de winters werd berekend volgens de methode van IJnsen (MEININGER *et al.* 1991). De vorstdagen, winterse dagen en zeer koude dagen (max< -10°C) werden via een vergelijking omgezet in een Vorstgetal : $V = 0.000275\ v^2 + 0.667\ w + 1.111\ z$, waarbij V = vorstgetal, v = vorstdagen, w = winterse dagen en z = zeer koude dagen. Tabel 6-2 geeft per winter het aantal vorstdagen, winterse dagen, zeer koude dagen en het vorstgetal als maat van de strengheid van de winters weer. Op basis van het vorstgetal kunnen winters dan arbitrair als zacht (V<1), normaal (1<V<5), koud (5<V<10) of streng (V>10) beschouwd worden.

Tijdens de beschouwde periode waren er twee opeenvolgende strenge winters in 95/96 en 96/97. Er waren koude winters in 90/91 en 93/94. De winters van 89/90, 94/95, 97/98 en 99/2000 waren zacht en de overige konden als normaal beschouwd worden.

Tabel 6-2: Aantal vorstdagen, winterse dagen, zeer koude dagen en het vorstgetal van IJnsen als maat voor de strengheid van de winter volgens de temperaturen opgemeten te Stabroek .

Table 6-2: Number of frost days (v)(min. temp.<0°C), winter days (w)(max. temp.<0°C), very cold days (z)(max. temp.<-10°C) and the frost number or IJnsennumber (V) to express the severity of each winter, according to temperatures measured at the Stabroek weather station of the Belgian Royal Metereological Institute, for the period 1989-2001. ($V=0.0275v^2 + 0.667w + 1.111\ z$).

	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01
Vorstdagen	18	56	35	40	42	27	84	54	25	41	29	44
Winterse dagen	0	9	4	4	8	1	14	18	1	7	0	1
Zeer Koude dagen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vorstgetal	0.089	6.865	3.005	3.108	5.821	0.867	11.278	12.808	0.838	3.13	0.231	1.994



Figuur 6-3: De temperaturen te Stabroek van 1990 tot 2001: a.: de maandgemiddelden (°C), b.: het aantal vorstdagen (v) (min<0°C), c.: het aantal winterse dagen (w) (max<0°C), d.: de strengheid van de winter, berekend volgens de methode van IJnsen. Vorstgetal (V)= 0.000275v² + 0.667w + 1.111z (z= zeer koude dagen, max <-10°C). De achtergrondkleur typeert de winters als streng, koud, normaal of zacht.

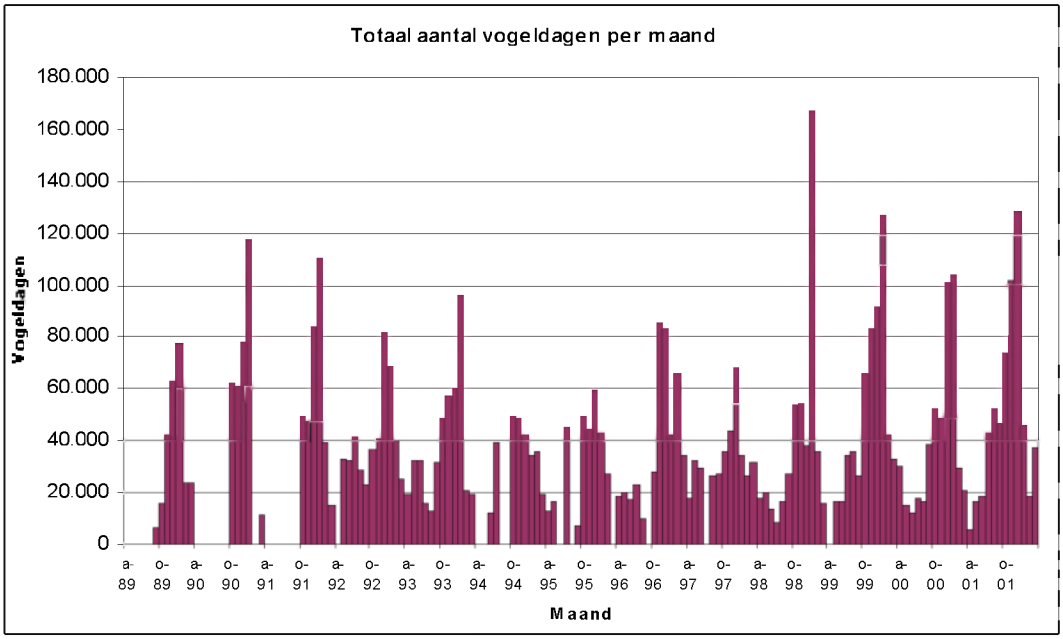
Figure 6-3: Temperatures at Stabroek for the period 1990-2001: a.: temperature mean per month (°C), b. number of frost days (v) per month (min. temp. <0°C), c.: number **of winter days per month (max. temp. <0°C), d.: IJnsen number (V) to express the severity of the winter. **V= 0.00275v² + 0.667w + 1.111 z (z= very cold days, max. temp.<-10°C). Background color classifies winters as severe, cold, normal or soft.

6.3. Resultaten

Algemene trends

Totale aantallen

Als men het verloop van het totaal aantal vogeldagen per maand beschouwt dan is er geen overtuigende continue stijgende of dalende trend in de tijd waar te nemen (figuur 6-4). De seizoensmaxima vervolgen de sinusoïdale curve, zoals die reeds ingezet werd vanaf 1980. De dieptepunten in deze curve situeren zich in de perioden '87-'89 (VAN DEN BERGH *et al.* 1998) en '94-'98. Het eerste dieptepunt valt samen met de werken aan de waterzuiveringsinstallatie van BASF en de constructie van de Europacontainerterminal op het Galgenschoor (zie ook hoofdstuk 2.5). Tijdens de tweede periode waren er de werken aan de Noordzee containerterminal gevolgd door twee opeenvolgende zeer strenge winters maar er was ook een lagere telfrequentie (figuur 6-1). De maxima variëren tussen 50.000 en 130.000 vogeldagen per maand. Door het uitzonderlijk hoog aantal ganzen en Smienten stak januari '99 daar bovenuit. Wat het totaal aantal vogeldagen per seizoen betreft is er wel een stijgende trend waar te nemen. Deze wordt veroorzaakt doordat de najaarsaantallen tijdens de laatste seizoenen hoger waren dan voorheen.



Figuur 6-4: Aantal vogeldagen per maand op het Groot Buitenschoor voor de periode 1/4/1989-31/3/2002. Enkel de maanden tijdens dewelke volledige tellingen gebeurden worden weergegeven.

Figure 6-4: Total number of bird-days per month from 1/4/1989 till 31/3/2002 on the Groot Buitenschoor. Totals were only calculated for months with complete waterbird count.

De grootste aantallen worden in december en januari waargenomen. Maximaal werden in het gebied 7.646 watervogels geteld op 16 januari 1999 (tabel 6-3). De seizoensmaxima (maximaal aantal waargenomen watervogels per telling) zijn de laatste 4 jaren opvallend gestegen. Van 3.000 à 4.000 in de vorige piekjaren naar 5.000 à 6.000.

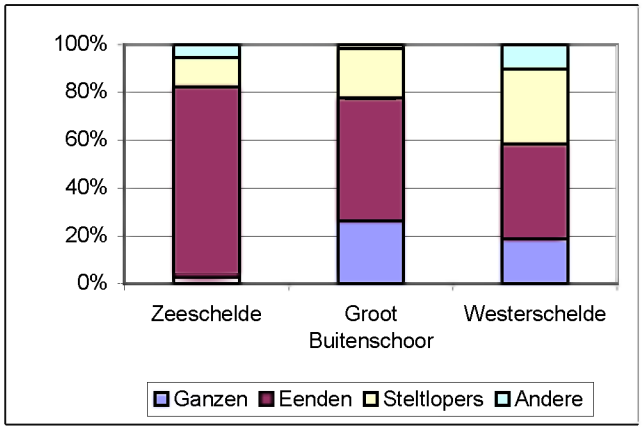
Tabel 6-3: Seizoensmaxima van het totaal aantal vogels op het Groot Buitenschoor voor de periode 1/4/1989-31/3/2002 op basis van alle tellingen.

Table 6-3: Maximum number of waterbirds per season (July-June) on the Groot Buitenschoor (1/4/1989-31/3/2002). Based on the complete dataset.

Seizoen	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02
Aantal	4.010	3.849	3.256	3.715	3.805	1.693	2.100	3.711	2.679	7.646	5.418	5.013	6.350
Datum	16-jan	12-jan	15-dec	16-dec	16-jan	15-okt	16-dec	27-nov	13-dec	16-jan	15-jan	6-jan	9-dec

Vertegenwoordiging van de verschillende soortengroepen.

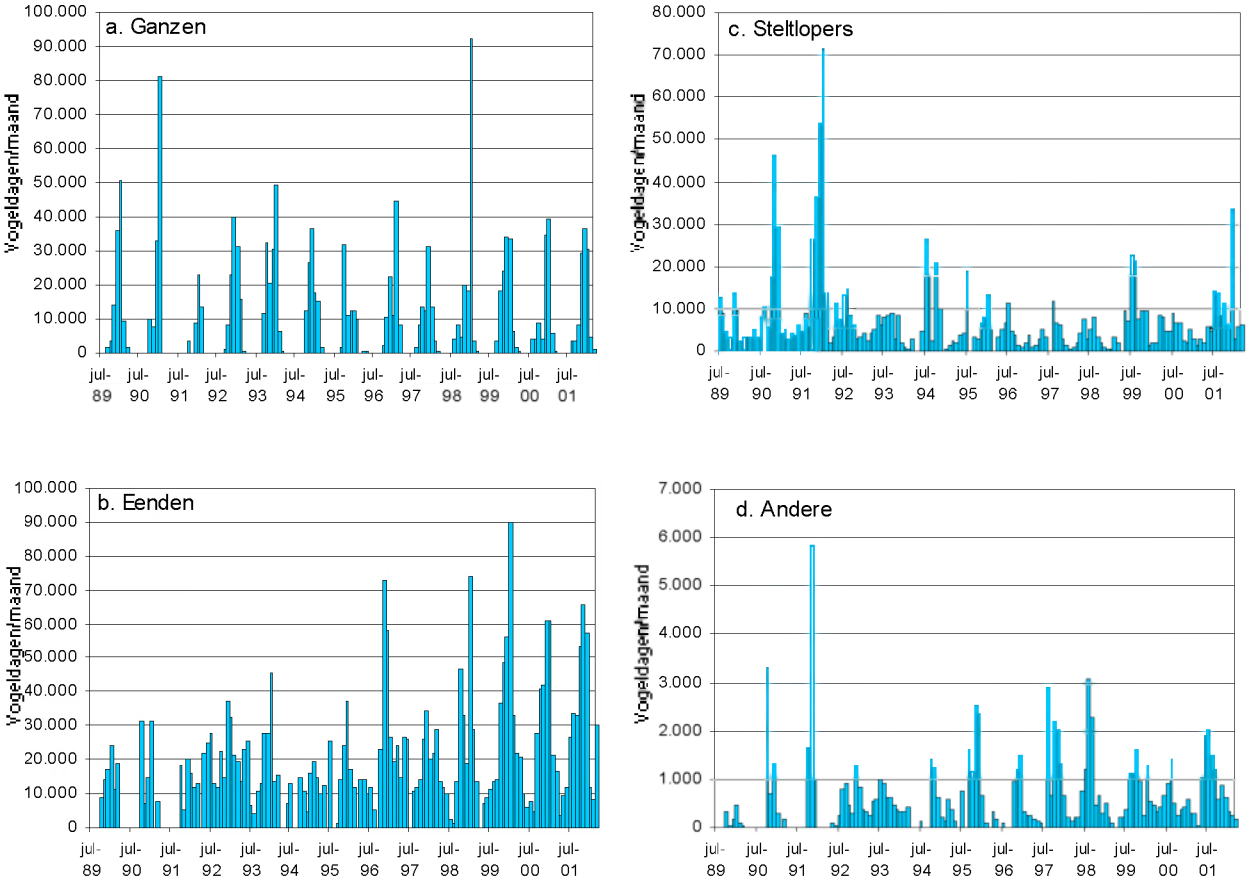
De verhouding in de vertegenwoordiging van ganzen, eenden, steltlopers en andere watervogels, gemiddeld over de studieperiode is weergegeven in figuur 6-5 voor de Zeeschelde, de Westerschelde en het Groot Buitenschoor. Het Groot Buitenschoor bevindt zich wat de watervogelpopulaties betreft duidelijk in een overgangsgebied in het estuarium, de relatieve aantallen van steltlopers en eenden bevinden zich tussen die van de Zeeschelde en de Westerschelde. Ganzen bevinden zich hier in de zone van het verspreidingsmaximum. Het aandeel van andere soortengroepen is op het Groot Buitenschoor relatief klein. In de Zeeschelde zijn er relatief meer ralachtigen, in de Westerschelde scoren futen, duikers en aalscholvers hoger.



Figuur 6-5: Vertegenwoordiging van de verschillende soortengroepen in de Zeeschelde, Westerschelde en het Groot Buitenschoor, gemiddeld over de studieperiode.

Figure 6-5: Species composition of waterbirds in the Zeeschelde, Westerschelde and on the Groot Buitenschoor: mean percentage of geese, ducks, waders and other species between 1/4/1989 and 31/3/2002.

Trends in het aantalsverloop van deze soortengroepen zijn weergegeven in figuur 6-6a-d. Afgezien van de piekaantallen in januari '99 lijkt het aantal ganzen in het gebied zich na '91 verder te stabiliseren met het seizoensmaximum tussen 30.000 en 40.000 vogeldagen per maand. De eenden, die sinds de tweede helft van de jaren '80 een dalende trend hadden ingezet, zijn de laatste jaren weer in aantal toegenomen. Ondanks de regelmatige tellingen tijdens de trekmaanden de laatste jaren halen de steltlopers sinds geruime tijd niet meer de hoge aantallen van weleer. Daar waar het dieptepunt in de jaren '80 slechts 4 seizoenen duurde zetten de lagere aantallen zich nu reeds tien jaar voort. De stijgende trend die voor de andere vogelsoorten ingezet was is de laatste drie jaar omgekeerd. In het begin van de studieperiode waren ganzen en steltlopers numeriek de belangrijkste soortengroepen. Tegenwoordig halen de aantallen van de eenden de bovenhand.



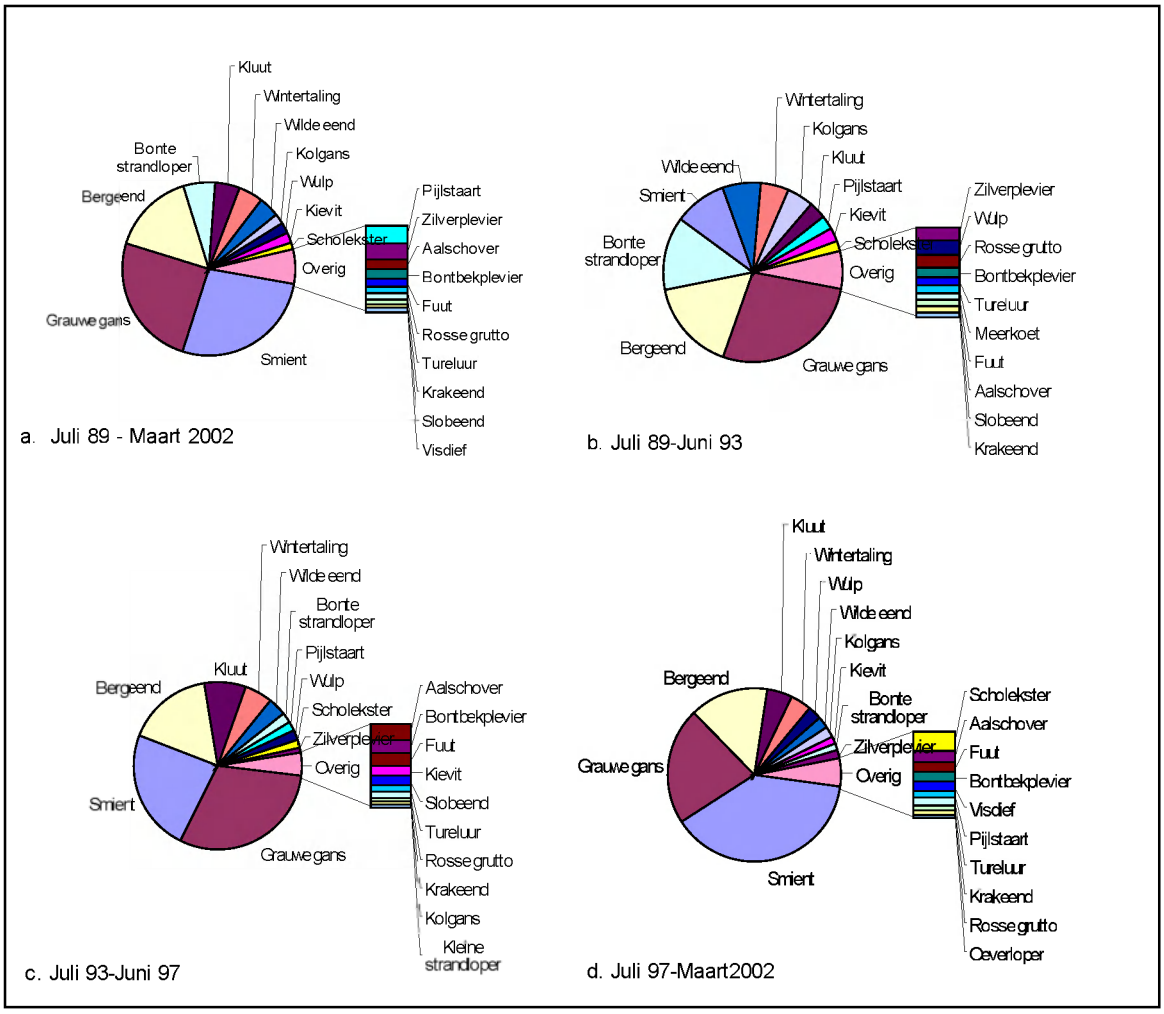
Figuur 6-6: Het aantal vogeldagen per maand voor a.: ganzen, b.: eenden, c.: steltlopers en d.: andere vogelsoorten voor de periode 1989 - 2002. Op basis van de volledige dataset.

Figure 6-6: Number of bird-days per month on the Groot Buitenschoor for a.: geese, b.: ducks, c.: waders, d.: other species for the period 1989-2002. Based on the complete dataset.

Soortensamenstelling

Over de ganse studieperiode beschouwd waren Smienten het meest talrijk aanwezig, gevolgd door Grauwe gans, Bergeend, Bonte strandloper en Kluut (figuur 6-7a). In de loop van de tijd waren er echter enkele opmerkelijke verschuivingen in de soortensamenstelling en de relatieve dominantie van de meest voorkomende soorten (figuur 6-7b-d).

Opvallend is de dominantie van Smient en Grauwe gans. In de beginperiode stonden ze samen voor 37 % van het aantal vogeldagen, nu voor 60%. Vooral de Smient kende een opmars: van 10% in de beginperiode naar 40% tijdens de laatste 4 seizoenen. Voor de Grauwe gans was er een lichte terugval van 27% naar 22%. De vertegenwoordiging van de Bergeenden veranderde weinig (15-17%). Door de dominantie van Grauwe gans en Smient werden de Wilde eend (van 7 naar 3%) en de Wintertaling (van 5 naar 4%) relatief iets minder belangrijk. Bij de steltlopers kende vooral de Bonte Strandloper een dramatische terugval van 13 naar 1%, en in rangorde van de derde naar de tiende plaats. De Kluut daarentegen klom op van de achtste naar de vierde plaats en vertegenwoordigt nu 5% van het totaal aantal vogeldagen. Ook de Wulp is nu meer prominent aanwezig op het Groot Buitenschoor en vertegenwoordigt 3% van het aantal vogeldagen.



Figuur 6-7: Relatieve aantallen van de 20 meest talrijke soorten in de loop van de studieperiode gebaseerd op het gemiddeld aantal vogeldagen: a. juli 1989-maart 2002, b. juli 1989-juni 1993, c. juli 1993-juni 1997, d. juli 1997-maart 2002.

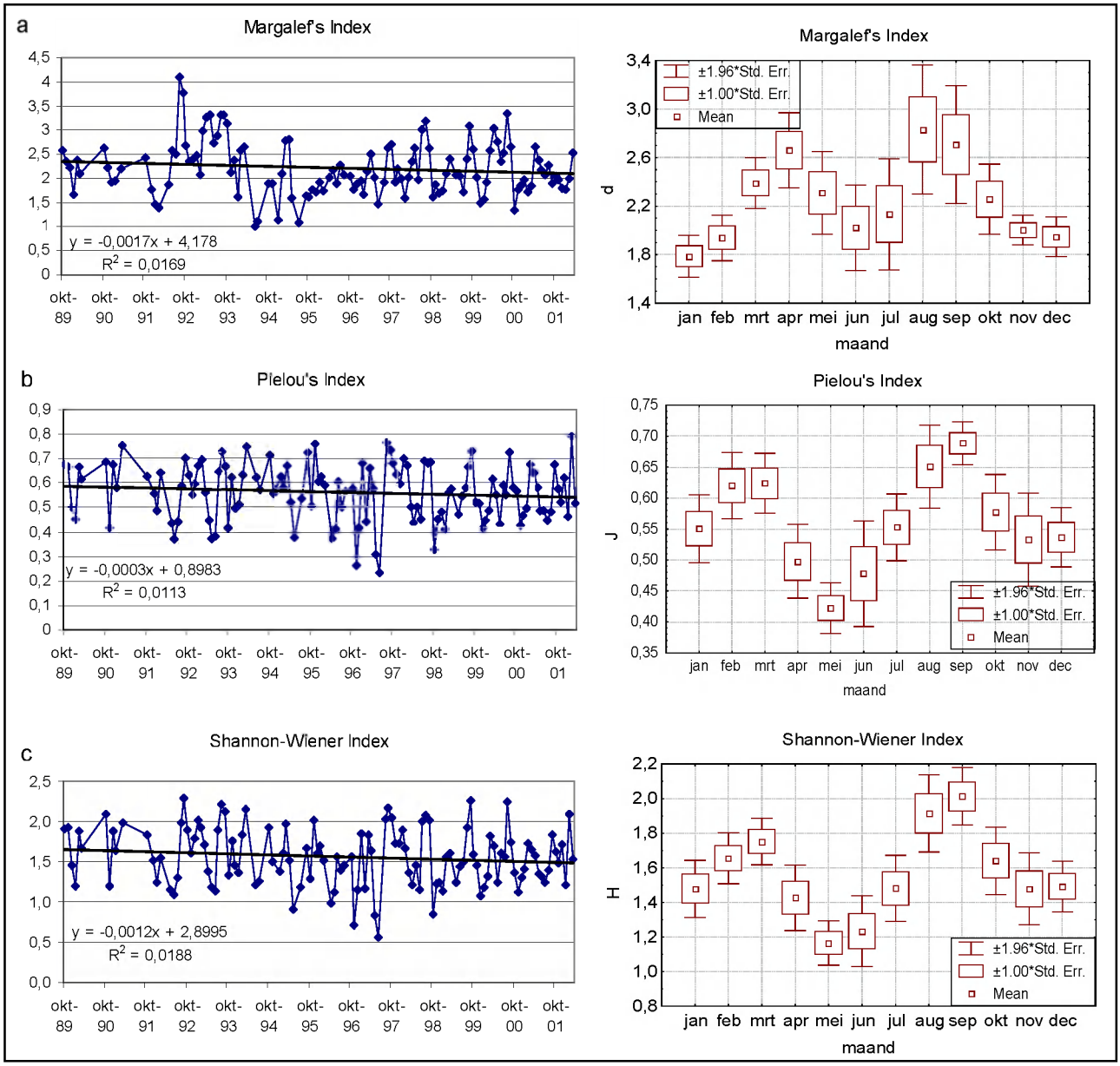
Figure 6-7: Relative numbers for the 20 most common waterbird species on the Groot Buitenschoor between 1/4/1989 and 31/3/2002, based on the mean number of bird-days: a. July 1989-March 2002, b. July 1989-June 1993, c. July 1993-June 1997, d. July 1997-March 2002.

Biodiversiteit

Om trends in de biodiversiteit te evalueren werden per maand Margalef's index (d) als maat voor de soortenrijkdom, Pielou's index (J) om de evenness uit te drukken en de Shannon-Wiener biodiversiteitsindex (H) berekend.

Het totaal aantal waargenomen watervogelsoorten op het Groot Buitenschoor bedroeg 53 voor de ganse studieperiode. Het aantal waargenomen soorten per maand varieert tussen 29 (augustus '92) en 7 (juni '94). De biodiversiteit is sterker gecorreleerd met de evenness (R^2= 0.82) dan met de soortenrijkdom (R^2= 0.38). De drie berekende indexen vertonen een (niet significante) licht dalende trend in de loop van de studieperiode. De periode van hogere soortenrijkdom in '92-'93 moet gerelativeerd worden. In die periode werd er zeer regelmatig geteld in het kader van het MER voor de Noordzee containerterminal. Over de hele periode beschouwd is er een correlatie tussen het aantal tellingen per seizoen en het aantal waargenomen soorten (R^2=0.6). De dalende evenness en diversiteit zijn wel reëel en worden veroorzaakt door de stijgende dominantie van Grauwe gans en Smient.

De indexen vertonen een significant seizoenaal patroon ($p < 0.0001$) (figuur 6-8a-c). De trekmaanden maart, augustus en september wijken sterk af door hun hoge biodiversiteit (Tuckey HSD voor ongelijke aantallen), de zomermaanden mei en juni springen in het oog door hun lage diversiteit (tabel 6-4, figuur 6-8 voor H). De wintermaanden november, december en januari liggen daar net tussenin.



Figuur 6-8 a-c: Trends en seizoenaal aspect van de a: soortenrijkdom, b: evenness en c: biodiversiteit voor de watervogels op het Groot Buitenschoor tijdens de periode 1989-2002.

Figure 6-8 a-c: Trends and seasonal patterns in a: species richness (d), b: evenness (J) and c: biodiversity (H) for waterbirds on the Groot Buitenschoor for the period 1989-2002.

Tabel 6-4: Significante verschillen tussen de maanden voor H: Tuckey HSD test voor ongelijke aantallen (*: p<0.05; ** :p<0.01; ***:p<0.005).

Table 6-4: Significant differences between months for biodiversity (H) on the Groot Buitenschoor (Tuckey HSD test for unequal numbers; *: p<0.05; **: p<0.01; ***:p<0.005).

H	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
jan									**			
feb					*							
mrt					***	*						
apr									*			
mei		0.026	0.002					***	***			
jun			0.013					***	***	*		
jul									**			
aug					0.000	0.000						
sep	0.018			0.013	0.000	0.000	0.012				*	*
okt					0.036							
nov									0.018			
dec									0.024			

Internationaal belang

De seizoensmaxima voor de meest kenmerkende soorten watervogels op het Groot Buitenschoor zijn weergegeven in tabel 6-5, samen met de internationale 1% normen in de loop van de studieperiode. Twee soorten, Grauwe Gans en Kluut, vertoonden een overschrijding van de 1% norm. De aantallen Grauwe ganzen overschreden de 1% norm tijdens 8 winters. De Schorren van de Beneden Zeeschelde werden dan ook als 'Key-site' voor eendachtigen aangewezen omwille van de aantallen Grauwe Ganzen die er overwinteren (SCOTT & ROSE 1996). Voor de Kluut werd de norm één maal overschreden, in oktober 1994.

Het Groot Buitenschoor is tegenwoordig internationaal belangrijk voor andere soorten dan die waarvoor het oorspronkelijk werd aangeduid als internationaal beschermd gebied. In de jaren '80 werd de 1% norm overschreden voor Slobeend (80/81; 81/82; 82/83; 84/85; 88/89), Bergeend (81/82), Bontbekplevier (82/83;86/87;87/88) en Grauwe gans (86/87) (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Enerzijds stegen de 1% normen voor Bergeend en Bontbekplevier, anderzijds daalde het aantal Slobeenden aanzienlijk.

Tabel 6-5: Seizoensmaxima en internationale 1% norm voor de belangrijkste soorten op het Groot Buitenschoor (1989-2002). (geschaduwd= overschrijding 1% norm).

Table 6-5: Maximum counted numbers and 1% level for the most important waterbird species on the Groot Buitenschoor (1989-2002). (shaded=exceeding 1% level).

	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02
Grauwe gans	1.200							2.000					4.000
Anser anser	3.080	1.300	900	2.529	1.919	1.360	1.420	2.100	1.074	4.549	1.802	1.842	1.616
Bergeend	2.500							3.000					
Tadorna tadorna	379	109	799	1.269	335	464	803	1.128	740	374	596	679	1.544
Smient	7.500							12.500					15.000
Anas penelope	210	540	490	1.482	1.240	310	1.200	3.150	1.128	2.419	2.999	2.549	2.879
Wintertaling	4.000												
Anas crecca	210	365	150	563	261	360	280	180	274	564	406	492	369
Wilde eend	20.000												
Anas platyrhinchos	450	140	450	470	210	110	72	130	285	78	117	174	183
Pijlstaart	700							600					
Anas acuta	350	275	55	270	119	82	38	311	54	62	29	44	28
Slobeend	400												
Anas clypeata	35	53	19	108	22	8	64	85	12	3	27	12	0
Kluut	700												730
Recurvirostra avosetta	610	470	260	412	105	1.106	602	458	283	461	560	290	661
Scholekster	9.000												10.200
Haematopus ostralegis	107	67	55	182	155	92	101	94	82	83	196	59	91
Zilverplevier	1.500												2.500
Pluvialis squatarola	110	91	285	215	86	128	128	127	209	278	135	449	87
Kievit	20.000												
Vanellus vanellus	415	272	180	315	114	28	26	12	88	56	168	206	790
Bonte strandloper	14.000												13.300
Calidris alpina	832	2.490	2.400	144	163	228	420	233	100	0	1.074	0	1.510
Bontbekplevier	500 (2.000 in mei, augustus en september)												730
Charadrius hiaticulata	10	196	197	11	260	408	4	0	59	200	68	37	84
Rosse grutto	1.000 (7.000 in mei, juli en augustus)												1.200
Limosa lapponica	161	72	130	307	76	20	28	28	43	32	29	158	68
Tureluur	1.500												2.500
Tringa totanus	37	74	77	109	113	153	29	9	29	95	6	387	38
Wulp	3.500												4.200
Numenius arquata	7	38	84	75	139	68	68	90	92	100	80	158	202
Oeverloper	15.000												
Actitis hypoleucos	4	21	28	23	40	30	0	0	2	3	0	48	32

Habitatfuncties van het Groot Buitenschoor voor watervogels

De beschikbare habitatoppervlakte, het voedselaanbod en rust in de omgeving oefenen rechtstreeks invloed uit op de soortensamenstelling en aantallen van de watervogels die gebruik maken van een waterrijk gebied. Het Groot Buitenschoor heeft door zijn vorm en reliëf een redelijk lange vrijliggingsduur en biedt een grote oppervlakte aan intertidaal habitat gedurende een groot deel van een getijcyclus. Enerzijds vergroot dit oppervlak door aanzanding tussen de Ballastplaat en de strekdam, anderzijds krijgt de Ballastplaat steeds meer een subtidale ligging (zie hoofdstuk 2) waardoor dit oppervlak verkleint. Activiteiten op de containerkade en op de dijk zijn potentiële rustverstoorders in de aanpalende zones. De Ballastplaat daarentegen is door de afgelegen ligging zeer geschikt als rust- en uitwijkplaats.

Het Groot Buitenschoor biedt vooral voedsel aan benthivore vogels, op de slikgebieden tussen het schor en de vloedschaar en ten zuiden van de strekdam. Diversiteit (32 taxa), densiteit (12093/m²) en biomassa (5.06 gAFDW/m²) aan bodemdieren zijn lager dan op het Paardenschor en het Sieperdaschor maar hoger dan op het Galgenschoor. De Ballastplaat is minder interessant als foerageergebied, ze is zeer arm aan benthos en de densiteit (1328/m²) en biomassa (0.24 gAFDW/m²), zijn er beduidend lager.

Het schor is smal, Zeebies- en Strandkweekvegetaties verminderden in oppervlakte tijdens de studieperiode (zie ook 2.4) en de overwegend ruige rietvegetaties bieden weinig voedsel voor herbivore vogels. Deze trends zullen mogelijks een kentering kennen door het invoeren van schapenbegrazing sinds 2000.

Het voedselaanbod voor piscivoren is gerelateerd aan de oppervlakte subtidaal habitat en aan de transparantie en kwaliteit van het water. De zichtbaarheid was opvallend laag in 1999 en 2000, in het voorjaar en de zomer van 2000 is ook het zuurstofgehalte lager in vergelijking met de andere jaren.

De meest kenmerkende herbivoren op het Groot Buitenschoor zijn Grauwe gans en Smient. Wintertaling, Wilde eend, Pijlstaart en Slobeend zijn de meest talrijk aanwezige omnivoren. De belangrijkste benthivoren zijn Bergeend, Bonte Strandloper, Kluut, Wulp, Scholekster, Bontbekplevier, Zilverplevier, Kievit, Rosse grutto, Tureluur en Oeverloper. Het Groot Buitenschoor is niet echt belangrijk als foerageergebied voor visetende vogels, de meest voorkomende soorten zijn Fuut, Aalscholver en Visdief.

Ganzen

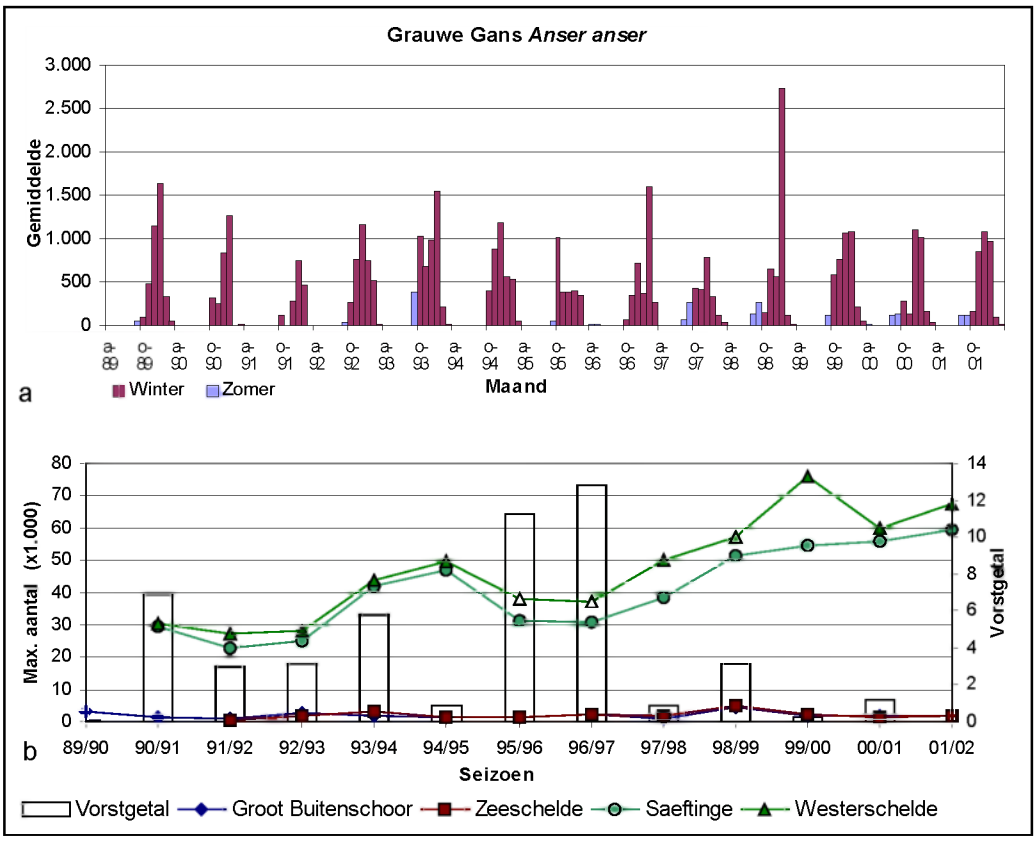
De Grauwe gans (Anser anser)

De Grauwe gans is een typische soort voor het mesohaliene gedeelte van het Schelde estuarium. De grote meerderheid overwintert in de uitgestrekte schorren van Saeftinge vanwaar er veel uitwisseling is met de omliggende schorren en polders.

Het Groot Buitenschoor, het Schor van Ouden Doel, en in mindere mate het Galgenschoor zijn in de Zeeschelde de belangrijkste gebieden voor de Grauwe gans. Het Groot Buitenschoor, vooral de Ballastplaat, doet overwegend dienst als rust- en uitwijkgebied bij verstoring. De Zeebiesvegetaties worden wel relatief intensief begraasd maar de oppervlakte is redelijk klein voor dergelijke aantallen ganzen. Het Schor van Ouden Doel daarentegen is belangrijk als verblijf- en foerageergebied.

De grote toename van de Grauwe gans op het Groot Buitenschoor situeert zich in de jaren '70 en '80. Het voorbije decennium stabiliseerde het aantal vogeldagen tot ongeveer 1.000 tijdens de piekmaanden (figuur 6-9a). Van '89 tot '97 telde deze soort het grootste aantal vogeldagen per seizoen (> 27% van het totaal) op het Groot Buitenschoor. De piek in januari '99 wordt veroorzaakt door één enkele telling (16 januari) toen er uitzonderlijk veel Grauwe ganzen (4549) geteld werden. Vermoedelijk werden deze elders verstoord; 98/99 was geen uitzonderlijk seizoen in de rest van het Schelde estuarium.

Het gebied heeft blijkbaar zijn draagkracht voor deze soort bereikt, de stijgende trend die zich nog voortzet in de Noordwest-Europese populatie, de Westerschelde en Saeftinge wordt hier niet meer gevolgd. In de Westerschelde is er ook een 'wintereffect' waarneembaar: tijdens de zeer strenge winters trekken meer ganzen verder naar het zuiden en worden de aantallen relatief geringer. Dit effect is niet te merken in het aantalsverloop op het Groot Buitenschoor. Tegenwoordig is de Smient meer prominent aanwezig dan de Grauwe Gans.



Figuur 6-9: De Grauwe gans (*Anser anser*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge. Het vorstgetal werd toegevoegd om het wintereffect te illustreren.

Figure 6-9: Greylag Goose (*Anser anser*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: Comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde and Saeftinge. The Ijnsennumber (bars) is added on a secondary y-axis to assess the possible impact of the severity of the winter.

Eenden

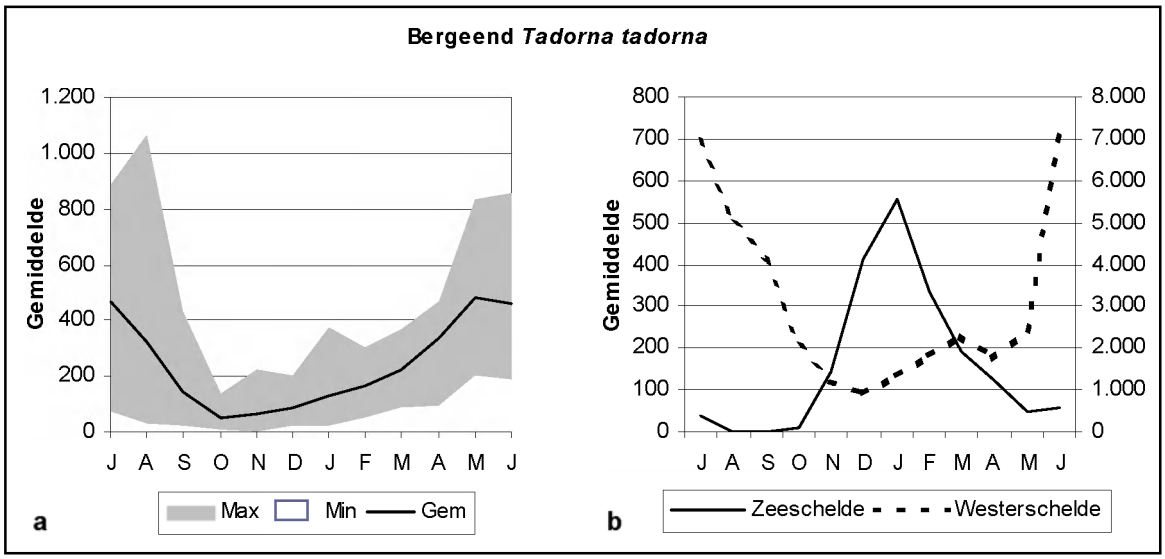
De Bergeend (Tadorna tadorna)

Bergeenden komen voor langsheen de volledige zoutgradiënt en zijn ook het ganse jaar door aanwezig in het Schelde estuarium. Het seizoenaal patroon verandert echter langsheen de gradiënt. In het zoute en brakke gedeelte zijn de aantallen het grootst in de zomer, het zoete gedeelte is eerder overwinteringsgebied. De Zeeschelde herbergt 50% van de Vlaamse winterpopulatie (DEVOS *et al.* 2001).

Het Groot Buitenschoor fungeert vooral als overzomeringsgebied en in mindere mate als broed- en overwinteringsgebied. Het seizoenaal patroon leunt dan ook meer aan bij dat van de Westerschelde (figuur 6-10) en de maandgetallen zijn sterker gecorreleerd met die van de Westerschelde (R^2=0.4) dan met die van de Zeeschelde (R^2=0.04).

In het Schelde estuarium zijn er ook ruigebieden voor Bergeenden. Aanvankelijk waren dat de Hooge Platen in de Westerschelde en het Groot Buitenschoor in de Zeeschelde. In de loop van de jaren '90 was er echter een verschuiving naar Saeftinghe en de Platen van Valkenisse. Sedert de tweede helft van de jaren '90 fungeerde het Groot Buitenschoor niet meer als ruigebied voor Bergeenden. In de zomer van 2002 werden voor het eerst weer grotere aantallen (ruim 600) ruiende Bergeenden waargenomen (Frank Wagemans, mond.

med.). Mogelijks houdt dit verband met het toenemend aantal ruiers in de Westerschelde (10725 in augustus 2001; BERREVOETS *et al.* 2003).

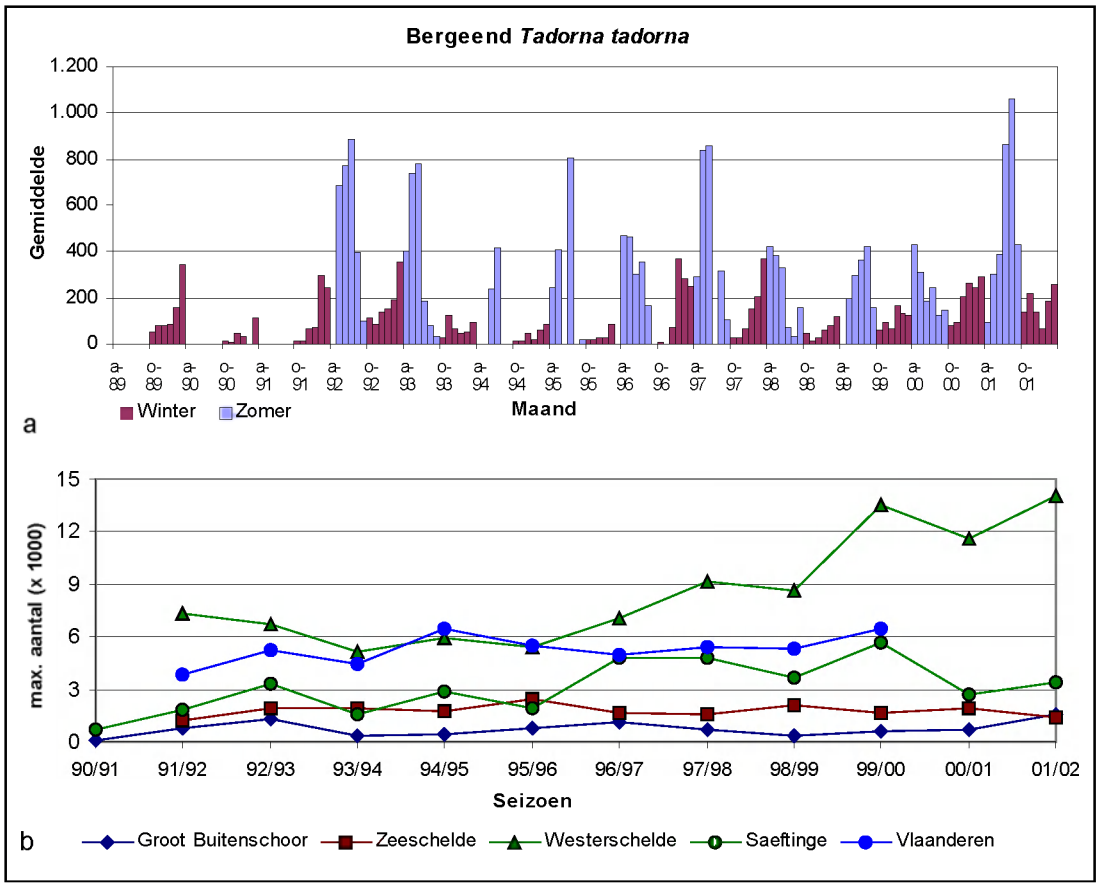


Figuur 6-10: Seizoenaal patroon van de Bergeend (*Tadorna tadorna*). a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde (rechter-as) en tussen de Rupel en Baasrode (linker-as), het verspreidingsmaximum langs de zoete Zeeschelde. Gemiddeld over de studieperiode.

Figure 6-10: Seasonal pattern for Shelduck (*Tadorna tadorna*). a: Groot Buitenschoor minimal, maximal (surface graph) and mean (line graph) monthly mean for the period July 1989 – March 2002. b: in the Westerschelde (right axis) and between the Rupel and Baasrode (left axis), the density maximum for Shelduck in the freshwaterpart of the Zeeschelde. Monthly means for the period July 1989 – March 2002.

De grootste aantallen zijn te vinden op de Ballastplaat, waar ze zitten te rusten, en op het slik ten noorden van BASF (locaties 18,19,12,13 en 14) waar gefoerageerd wordt. Deze verspreiding verschilt opvallend van die waargenomen in '92 toen de grote meerderheid van de Bergeenden zich foeragerend op het centrale gedeelte van het slik bevond. Enerzijds zitten er nu relatief meer Bergeenden te rusten op de Ballastplaat, anderzijds heeft de verschuiving van de foeragerende Bergeenden in noordelijke richting vermoedelijk te maken met de verhoging van het slibgehalte en een opvallende daling van de mediane korrelgrootte op het noordelijk gelegen slik sinds de periode '95-'96 (zie bijlage IV-1). Bergeenden foerageren immers bij voorkeur op slibrijk sediment (BLOMERT 2002).

Het Groot Buitenschoor is een belangrijke schakel in het verspreidingsgebied van de Bergeend langsheen het Schelde estuarium, de maxima halen echter niet langer de internationale 1% norm. De aantallen en maxima op het Groot Buitenschoor vertonen geen duidelijke trends sinds 1989, gedurende de hele studie periode kwam ongeveer 15% van de vogeldagen per seizoen op rekening van de Bergeend. Er waren echter wel grote schommelingen tussen de jaren, zowel tijdens de winter als tijdens de zomer (figuur 6-11). Dezelfde trend is in de Zeeschelde waar te nemen. In Vlaanderen namen de aantallen toe tot halfweg de jaren '90. In Saeftinge en nog meer uitgesproken in de Westerschelde daarentegen zet zich een stijgende trend voort in de seizoensmaxima (figuur 6-11).



Figuur 6-11: De Bergeend (*Tadorna tadorna*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen. De maxima voor Vlaanderen gelden enkel voor het winterseizoen.

Figure 6-11: Common Shelduck (*Tadorna tadorna*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: Comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde, Saeftinge and Flanders.

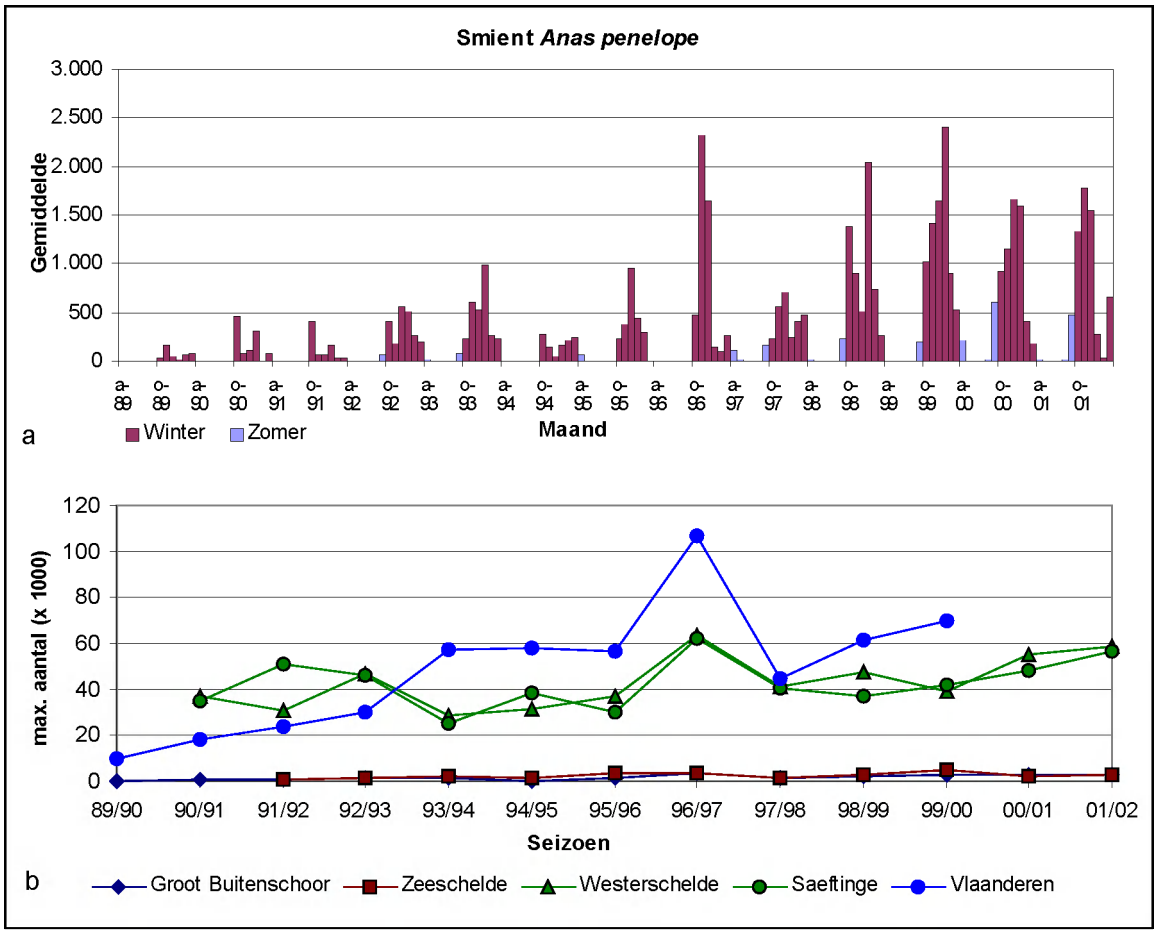
De Smient (Anas penelope)

De Smient is evenals de Grauwe gans een typische overwinteraar in het mesohaliene gedeelte van het Schelde-estuarium. Smienten foerageren bij voorkeur op zoute en brakke schorren en op zilte graslanden en rusten veel op open water. Hun verspreiding in het Schelde-estuarium is gerelateerd aan deze habitats; de grootste concentraties bevinden zich rond Saeftinge en in aansluiting daarop zijn er ook grote aantallen in de Beneden Zeeschelde en in het ganse havengebied op linkeroever.

Het Groot Buitenschoor is ook voor deze soort vooral rust- en uitwijkgebied, de grootste aantallen worden dan ook rustend op de Ballastplaat waargenomen. Alhoewel het potentieel van de schorren als foerageergebied voor Smienten mogelijks verhoogt nadat schapenbegrazing als beheersmaatregel werd ingevoerd (2000), blijft de oppervlakte zilt grasland relatief klein om van wezenlijk belang te zijn voor deze grote populatie.

De toename van de aantallen Smienten op het Groot Buitenschoor begon pas in '92-'93, ruim tien jaar nadat deze trend op het Schor van Ouden Doel was ingezet. De aantallen in '94-'95 zijn opvallend laag. Dit dieptepunt is niet terug te vinden in de aantallen in de rest van het estuarium en in Vlaanderen. De Smient is gekend als een zeer verstoringsgevoelige soort, mogelijks is er een verband met de werkzaamheden aan de containerterminal. De piek in 96/97 heeft zoals in Vlaanderen en de rest van het estuarium te maken met verplaatsingen tijdens de zeer strenge vorstperioden. De lagere aantallen in de

daaropvolgende winter werden eveneens in de rest van Vlaanderen en het estuarium waargenomen. Daarna herpakte de stijgende trend zich overal. Op het Groot Buitenschoor was het aantal vogeldagen het grootst tijdens de winter 1999/2000. De Smient is momenteel numeriek de belangrijkste soort op het Groot Buitenschoor, ze is verantwoordelijk voor 40% van het aantal vogeldagen tijdens de laatste vier seizoenen (figuur 6-7). De maxima tijdens de piekmaanden zijn echter weer iets gedaald de laatste twee seizoenen, in tegenstelling tot de evoluties in Saeftinge, de Westerschelde en de Noordwest-Europese populatie. Mogelijks is ook voor deze soort de draagkracht van het gebied bereikt (figuur 6-12a-b).

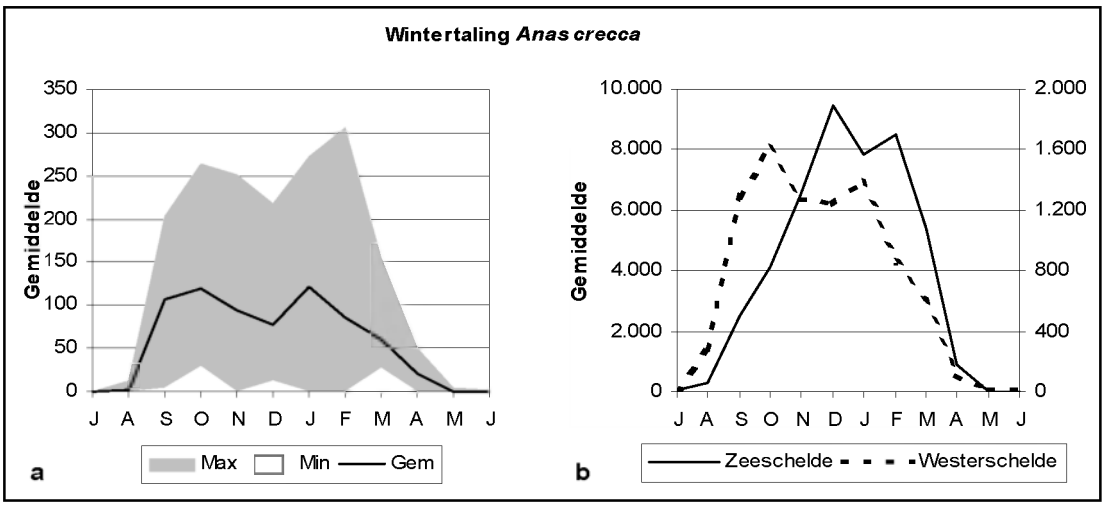


Figuur 6-12: De Smient (*Anas penelope*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen.

Figure 6-12: Wigeon (*Anas penelope*) on the Groot Buitenschoor 89-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: Comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde, Saeftinge and Flanders.

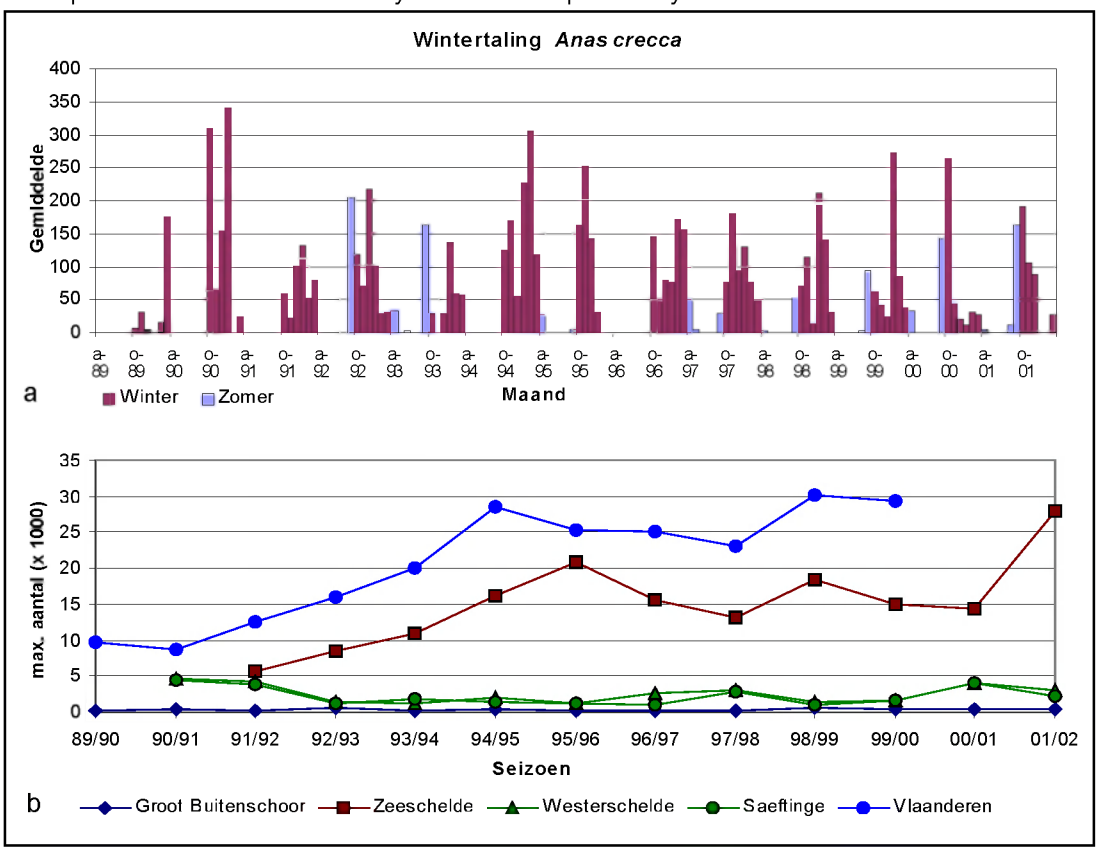
De Wintertaling (Anas crecca)

In het Schelde-estuarium komt de Wintertaling voor langsheen het brakke en het zoete deel. In het brakke gedeelte worden de grootste aantallen tijdens de najaarstrek geteld, terwijl het zoete gedeelte belangrijker is als overwinteringsgebied (BERREVOETS *et al.* 2003; YSEBAERT *et al.* 1999). De Zeeschelde ontwikkelde zich het voorbije decennium tot één van de belangrijkste overwinteringsgebieden in Noordwest-Europa en herbergt ruim 60% van de Vlaamse overwinteringspopulatie (DEVOS *et al.* 2001).



Figuur 6-13: Seizoenaal patroon van de Wintertaling (*Anas crecca*). a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde (rechter-as) en tussen de Burcht en Dendermonde (linker-as), het verspreidingsmaximum langs de zoete Zeeschelde. Gemiddeld over de studieperiode.

Figure 6-13: Seasonal pattern for Common Teal (*Anas crecca*). a: Groot Buitenschoor minimal, maximal (surface graph) and mean (line graph) monthly mean for the period July 1989 – March 2002. b: In the Westerschelde (right axis) and between Burcht and Dendermonde (left axis), the density maximum for Teal in the freshwaterpart of the Zeeschelde. Monthly means for the period July 1989 – March 2002.



Figuur 6-14: De Wintertaling (*Anas crecca*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde, Saeftinge en Vlaanderen.

Figure 6-14: Common Teal (*Anas crecca*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde, Saeftinge and Flanders.

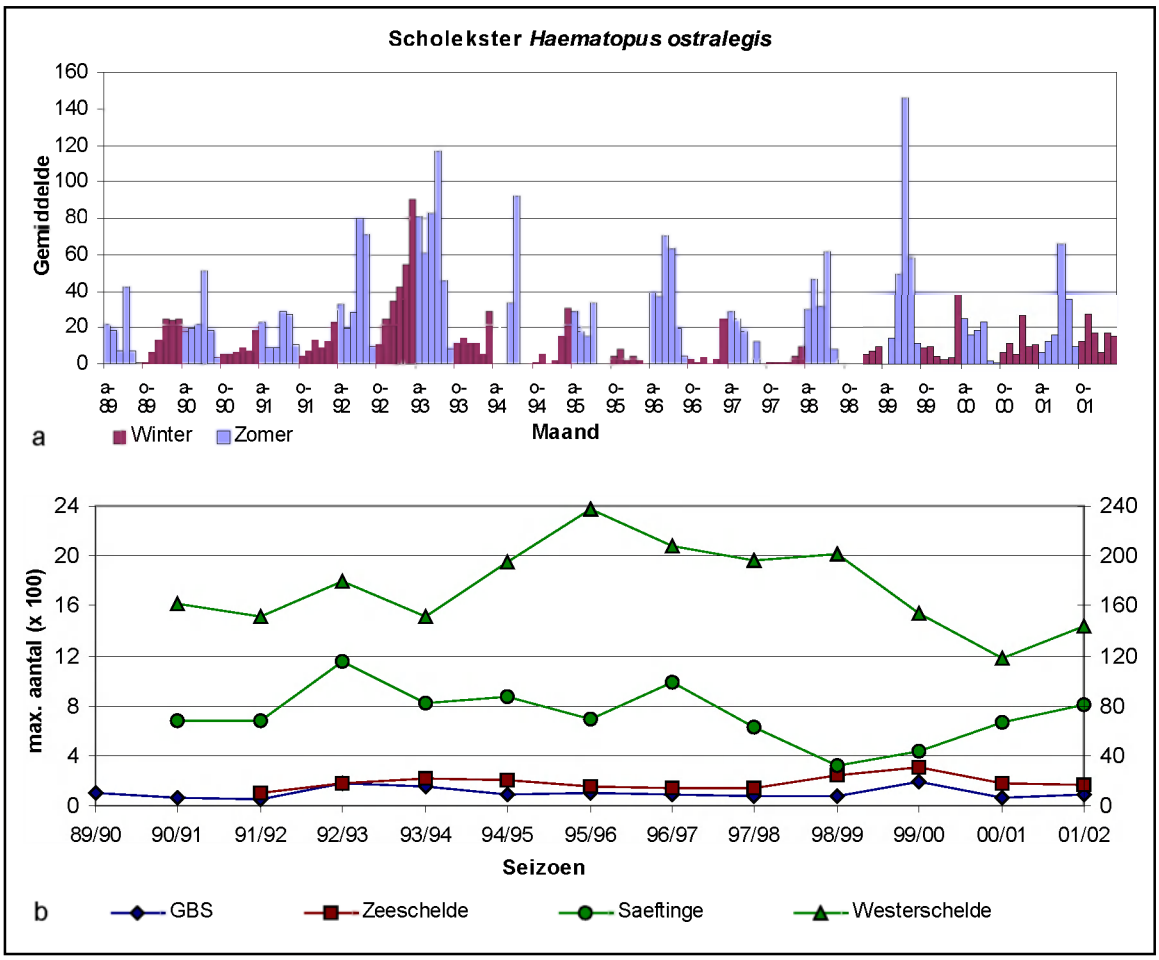
Op het Groot Buitenschoor is er een duidelijke najaarspiek, het seizoenaal patroon leunt er meer aan bij dat van de Westerschelde dan bij dat van de Zeeschelde (figuur 6-13) en de maandgetallen zijn sterker gecorreleerd met die van de Westerschelde (R^2=0.9)dan met die van de Zeeschelde (R^2=0.5) (figuur 6-14).

Steltlopers

De Scholekster (Haematopus ostralegis)

De Beneden-Zeeschelde is de stroomopwaartse limiet van het verspreidingsgebied voor de Scholekster in het Schelde estuarium, het verspreidingsmaximum bevindt zich in het westelijk deel van de Westerschelde. In 87-88, na drie opeenvolgende strenge winters en tijdens de werken aan BASF, was er een dieptepunt. Daarna stegen de aantallen en in '92-'93 was het aantal vogeldagen per seizoen redelijk hoog. De aanwezigheid van Scholeksters op het Groot Buitenschoor daalde nadien en werd eerder wisselvallig. Vooral de wintermaanden voor de periode '94-'99 waren slecht. Deze achteruitgang werd niet waargenomen op het Schor van Ouden Doel en het Galgenschoor (VAN DEN BERGH *et al.* 1998) en wordt soms in verband gebracht met de bouw en ingebruikname van de terminal. Deze verkleinden en verstoorden immers rechtstreeks de meer zandige substraten ten zuiden van de strekdam waar de Scholeksters het meest te vinden waren voor de bouw van de terminal en ook nu nog het meest talrijk zijn (tabel 6-5). Enige voorzichtigheid is echter geboden bij het afleiden van conclusies, het aantalsverloop van de Scholekster is namelijk redelijk analoog aan dat van het aantal steltlopertellingen.

Bovendien werden er ook opvallende wijzigingen in de Westerschelde waargenomen. Klaarblijkelijk verminderde de draagkracht van de Westerschelde voor Scholeksters na 98/99 (BERREVOETS *et al.* 2003). Niet alleen verminderden de maxima, haast het hele estuarium werd voornamelijk doortrekgebied met maxima in het najaar. De overwinteringsfunctie van het gebied voor Scholeksters lijkt afgenomen te zijn, nochtans groeide de Noordwest-europese populatie volgens de laatste schattingen (tabel 6-5; Wetlands International, 2002). BERREVOETS *et al.* (2003) suggereren dat de terugval van het aantal Scholeksters in de Westerschelde te maken kan hebben met wijzigingen in de populaties van de kokkel, één van de belangrijkste prooidieren in dit gebied. Deze evoluties brengen relatief veel groter schommelingen te weeg waardoor de impact van de containerterminal op de aantallen van het Groot Buitenschoor moeilijk in te schatten is.

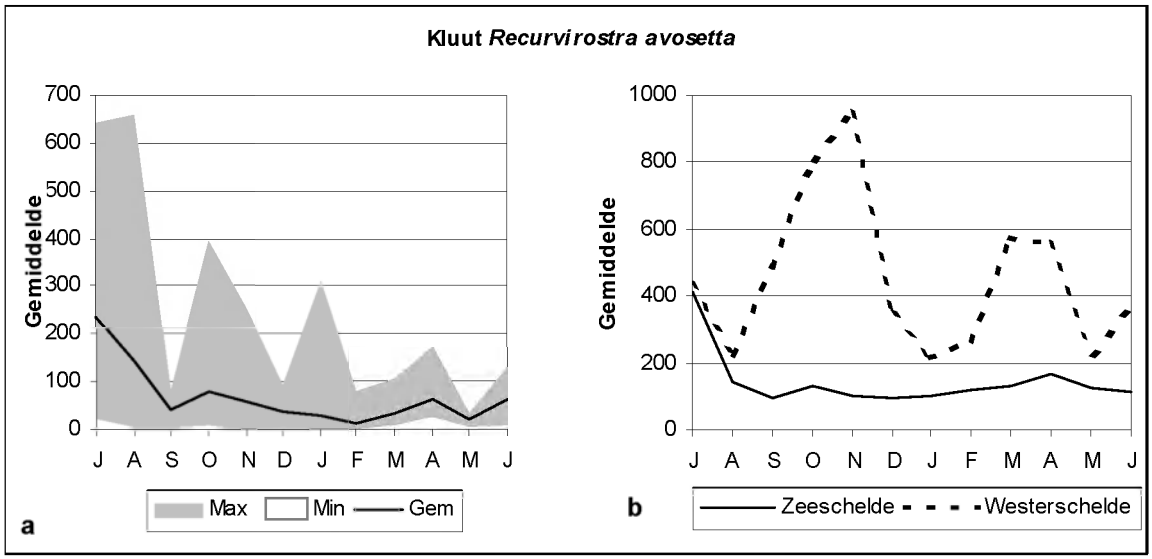


Figuur 6-15: De Scholekster (*Haematopus ostralegis*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, Saeftinge en de Westerschelde (rechter-as).

Figure 6-15: Oystercatcher (*Haematopus ostralegis*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Saeftinge and Westerschelde (right axis).

De Kluut (Recurvirostra avosetta)

De Kluut bevindt zich in het Schelde-estuarium in de zoute en brakke zone met als zwaartepunt het zout-brakke en brakke gebied. In deze zone is de Kluut het meest talrijk aanwezig tijdens de doortrek in oktober-november (YSEBAERT *et al.* 2000b). De belangrijkste concentraties van Kluten in Vlaanderen bevinden zich langs de Beneden Zeeschelde. In tegenstelling tot vroeger, toen de Kluut enkel tijdens de trekmaanden verscheen (MAEBE & VAN DER VLOET 1953) zijn er de laatste decennia het ganse jaar door Kluten aanwezig. Dit heeft o.a. te maken met de havenontwikkelingen. De pionierssituaties op braakliggende opgespoten terreinen vormen een geschikt broedhabitat. Dit fenomeen was tijdens de voorbije seizoenen versterkt waar te nemen aan de stilgelegde werken aan het Deurganckdok, de graafwerken op de Ketenisse polder in Beveren en op het Noordelijk eiland te Wintam.



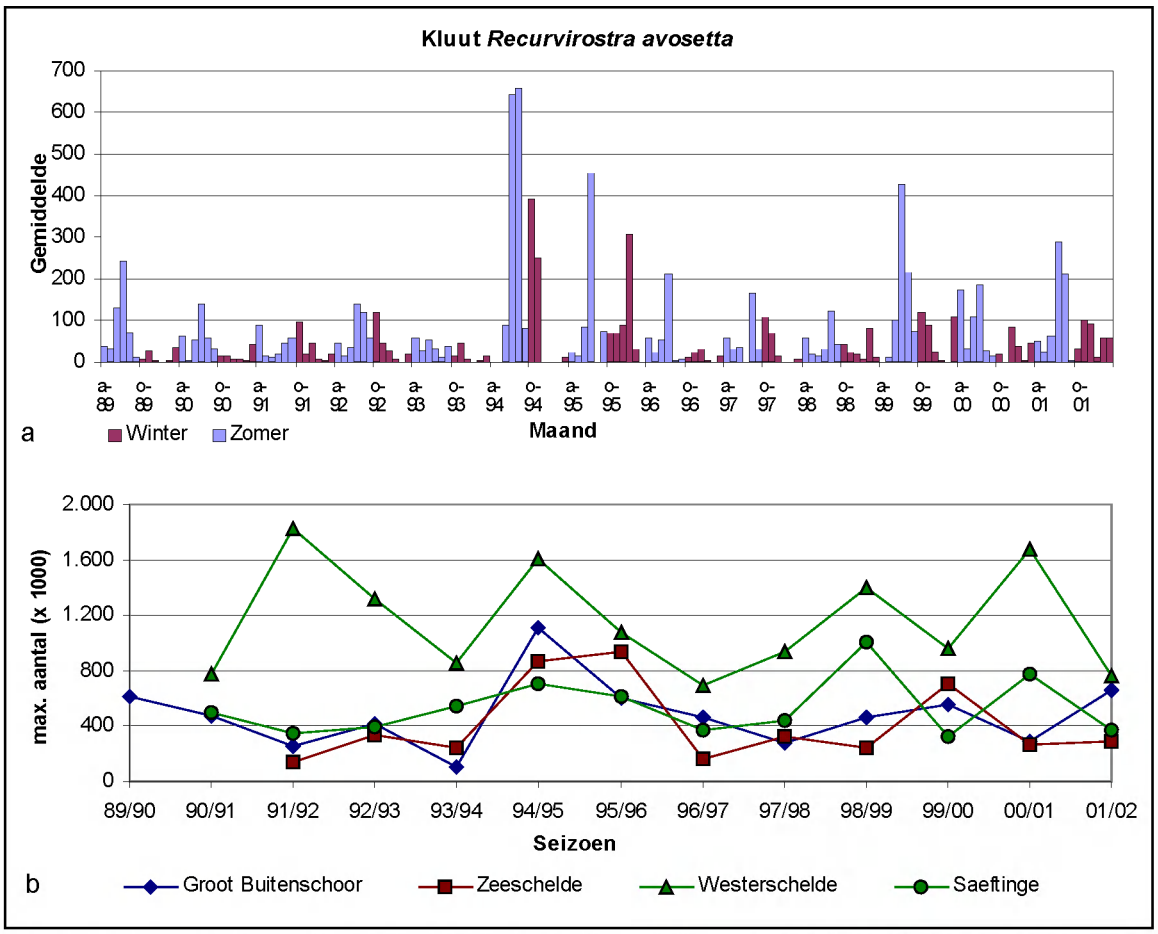
Figuur 6-16: Seizoenaal patroon van de Kluut (*Recurvirostra avosetta*). a: op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: in de Westerschelde en in de Zeeschelde, gemiddeld over de studieperiode.

Figure 6-16: Seasonal pattern for Avocet (*Recurvirostra avosetta*). a: Groot Buitenschoor minimal, maximal (surface graph) and mean (line graph) monthly mean for the period July 1989 – March 2002. b: In the Westerschelde and in the he Zeeschelde. Monthly means for the period July 1989 – March 2002

Op het Groot Buitenschoor ligt het seizoensmaximum voor de Kluut in juli-augustus (figuur 6-16a), het is dan een belangrijk foerageergebied waar de lokale broedpopulatie mogelijks komt opvetten voor het vertrek naar de overwinteringsgebieden in augustus. De doortrekpieken in voor- en najaar zijn veel minder uitgesproken en niet echt een vast gegeven in het seizoenaal patroon. Hetzelfde seizoenaal patroon geldt ook voor de rest van de Zeeschelde (figuur 6-16b), de maandgetallen op het Groot Buitenschoor zijn dan ook sterker gecorreleerd met die van de Zeeschelde (R^2=0.75) dan met die van de Westerschelde (R^2=0.002).

Het verloop van het aantal vogeldagen per seizoen voor de Kluut heeft een wisselvallig patroon op het Groot Buitenschoor. Over de schommelingen heen is er echter een globale stijgende trend. Niet alleen liggen de seizoensmaxima gemiddeld hoger de laatste jaren, de aanwezigheid van de Kluut is ook hoe langer hoe meer een constant gegeven in het gebied (figuur 6-16a). Tussen 1980 en 1994 kwam het seizoensmaximum zelden boven een maandgemiddelde van 200, het bleef zelfs doorgaans lager dan 100 (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Het maximum voor 1994 was uitzonderlijk maar ook nadien lagen de seizoensmaxima gemiddeld hoger dan voorheen. De maximale aantallen in de rest van het Schelde-estuarium vertonen een even grillig patroon dan die voor het Groot Buitenschoor (figuur 6-17b). De Noordwest-europese populatie werd bij de laatste schatting iets hoger ingeschat (tabel 6-5; Wetlands International 2002).

Op het Groot Buitenschoor wordt de Kluut het meest waargenomen langs de lijn die de locaties 19, 14, 22, 11, R en 9 verbindt. Dit is de zone het dichtst gelegen aan de laagwaterlijn, welke gekenmerkt wordt door een zeer slibrijke bodem met een hoog watergehalte. Analyse van de benthos populaties leert dat densiteit en biomassa van *Heteromastus filiformis* en van Oligochaeta daar doorgaans het grootst zijn. Evenals bij de Bergeend is er een verschuiving van het verspreidingsmaximum in noordelijke richting in vergelijking met '92. Vermoedelijk heeft dit eveneens te maken met de toename van het slibgehalte en de daling van het mediane korrelgrootte op het noordelijk deel van het slik sinds '92.



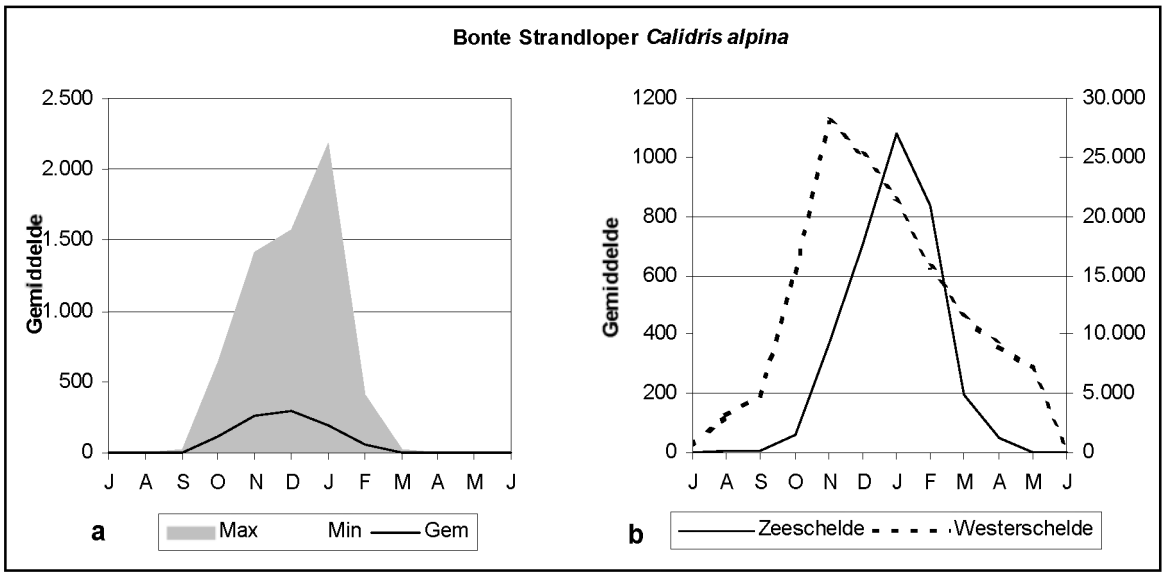
Figuur 6-17: De Kluut (*Recurvirostra avosetta*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge.

Figure 6-17: Avocet (*Recurvirostra avosetta*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: Comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde and Saeftinge.

De Bonte strandloper (Calidris alpina)

De Bonte strandloper is in het Schelde-estuarium eerder typisch voor de polyhaliene zone, met de grootste concentraties op de Hoge Platen en de Platen van Ossenisse. In de brakke zone van het estuarium zijn de aantallen beduidend lager. (MEININGER *et al.* 2001; YSEBAERT *et al.* 2000b). Verder stroomopwaarts zijn er nog een aantal grotere slikplaten waar telkens kleinere groepen Bonte strandlopers waargenomen worden (aan de Kennedy tunnel en de Ballooi).

In de polyhaliene zone zijn er naast hoge winteraantallen ook voor- en najaarspieken. Het gemiddelde seizoensmaximum voor de hele Westerschelde ligt in oktober-november. In de Zeeschelde worden de maxima in januari-februari waargenomen (VAN DEN BERGH *et al.* 2002). Op het Groot-Buitenschoor is er een typisch overwinteringspatroon met maxima in november-december, als het ware intermediair aan de andere twee patronen (figuur 6-18). Het vertoont haast geen correlatie met beiden (Zeeschelde R^2=0.25; Westerschelde r^2=0.03), maar kan als typisch voor de brakke zone van het estuarium beschouwd worden (YSEBAERT *et al.* 2000b).



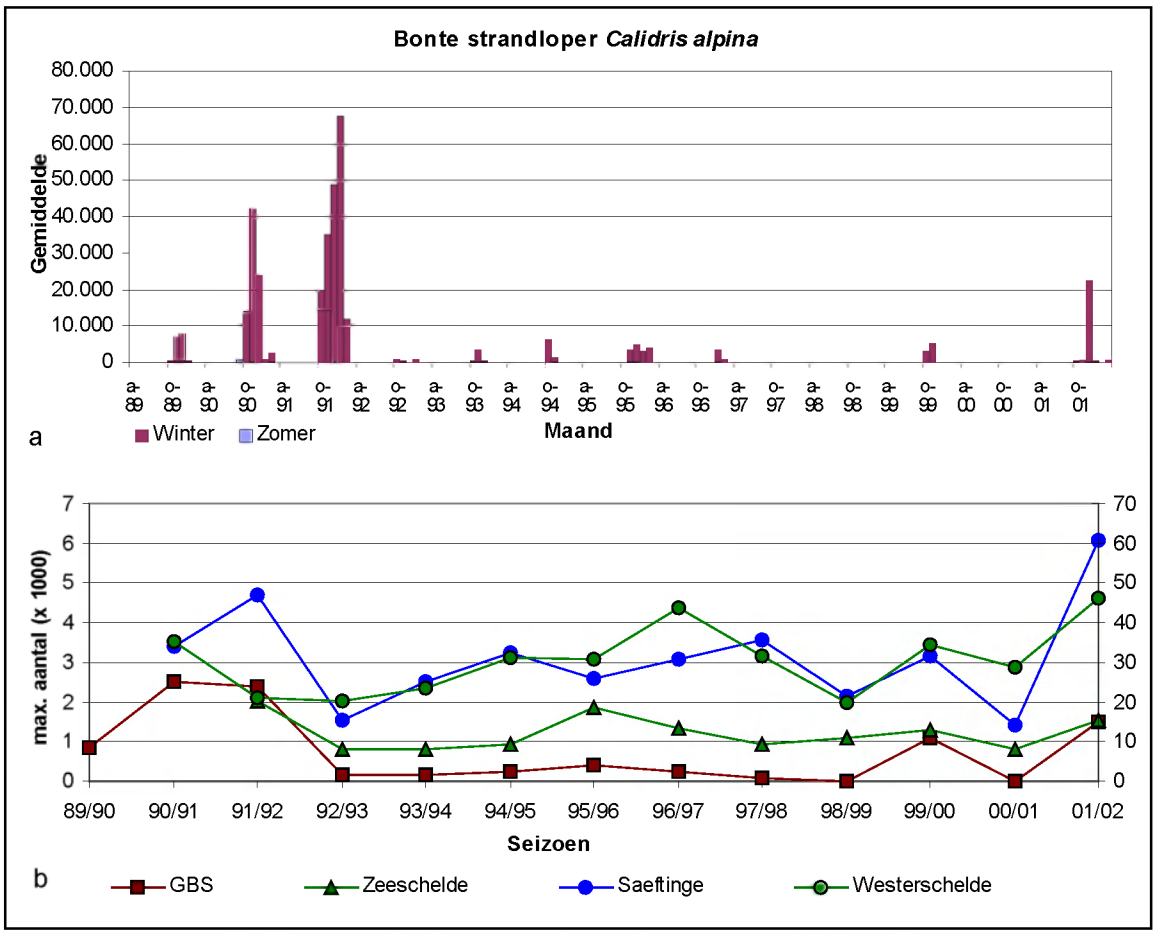
Figuur 6-18: Seizoenaal patroon van de Bonte strandloper (*Calidris alpina*). a: Op het Groot Buitenschoor (lijn: gemiddelde, grijs: spreiding over de studieperiode) b: In de Westerschelde (rechter-as) en in de Zeeschelde (linker-as), gemiddeld over de studieperiode.

Figure 6-18: Seasonal pattern for Dunlin (*Calidris alpina*). a: Groot Buitenschoor minimal, maximal (surface graph) and mean (line graph) monthly mean for the period July 1989 – March 2002. b: In the Westerschelde (right axis) and in the he Zeeschelde (left axis) . Monthly means for the period July 1989 – March 2002.

Bij het begin van de studieperiode ('89-'93) was de Bonte strandloper numeriek de derde belangrijkste soort op het Groot Buitenschoor, na de Grauwe gans en de Bergeend (zie ook figuur 6-7). In de Zeeschelde was het Groot Buitenschoor dan ook het belangrijkste gebied voor deze soort. De laatste jaren is hierin kentering gekomen, niet alleen het naburige Schor van Ouden Doel, maar ook het slik stroomopwaarts de Kennedytunnel en de Ballooi zijn relatief belangrijker geworden, de aantallen kunnen er ruimschoots die van het Groot Buitenschoor evenaren (Devos *et al.* 2002). De aantallen voor de Zeeschelde daalden dan ook minder spectaculair dan die voor het Groot Buitenschoor na het seizoen '91-92 (figuur 6-19). De seizoensmaxima in de Westerschelde, de Zeeschelde en in Saeftinge vertonen geen uitgesproken trend, al vertonen ze opvallende schommelingen. Deze schommelingen verlopen redelijk synchroon en zijn bovendien opmerkelijk gelijkend aan deze van de Oosterschelde, de Waddenzee, de Zoute Delta in zijn geheel en zelfs Groot Brittannië (BERREVOETS *et al.* 2000; VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Mogelijks zijn ze een reflectie van schommelingen in de Noordwest-Europese populatie.

De Bonte strandlopers op het Groot Buitenschoor worden vooral waargenomen op het iets hoger gelegen slik voor de schorrand, ten zuiden van BASF en ten zuiden van de strekdam. Volgens DEMAN (1992) komen ze daar bijfoerageren wanneer de meer noordelijk gelegen slikken aan Bath onder water zijn. Uit de analyse van de benthosgemeenschappen blijken in die zone de densiteiten hoog te zijn voor *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* en Macoma baltica, drie soorten waarvoor in Britse estuaria een significant verband gevonden werd tussen hun densiteit en die van de Bonte strandloper (ATKINSON *et al.* 2001; GOSS-CUSTARD *et al.* 1991; YATES *et al.*1993). Kort na de bouw en ingebruikname van de containerterminal werd het gebied ten zuiden van de strekdam vermeden, ondanks een toename in slibgehalte en macrobenthos organismen. De laatste seizoenen lijkt hierin weer verandering te komen, tijdens het laatste telseizoen verbleef er gemiddeld 45% van de populatie (sectortellingen Frank Wagemans, tabel 6-5). Het gaat evenwel om sterk verminderde aantallen in vergelijking tot voorheen. Voor de Westerschelde en Oosterschelde wordt gesuggereerd dat de dalingen in het aantal vogeldagen, die gedurende enkele seizoenen waargenomen worden na strenge winters, verband houden met de beschikbaarheid van de belangrijkste voedselbronnen van de Bonte strandloper in het gebied (BERREVOETS *et al.* 2003). Voor het Groot Buitenschoor kan dit verband niet

aangetoond worden. Na de strenge winters van 95/96 en 96/97 (figuur 5-24) waren densiteit en biomassa van de vermelde prooisoorten enkel voor *Nereis diversicolor* aan de lage kant en dit slechts voor één seizoen.



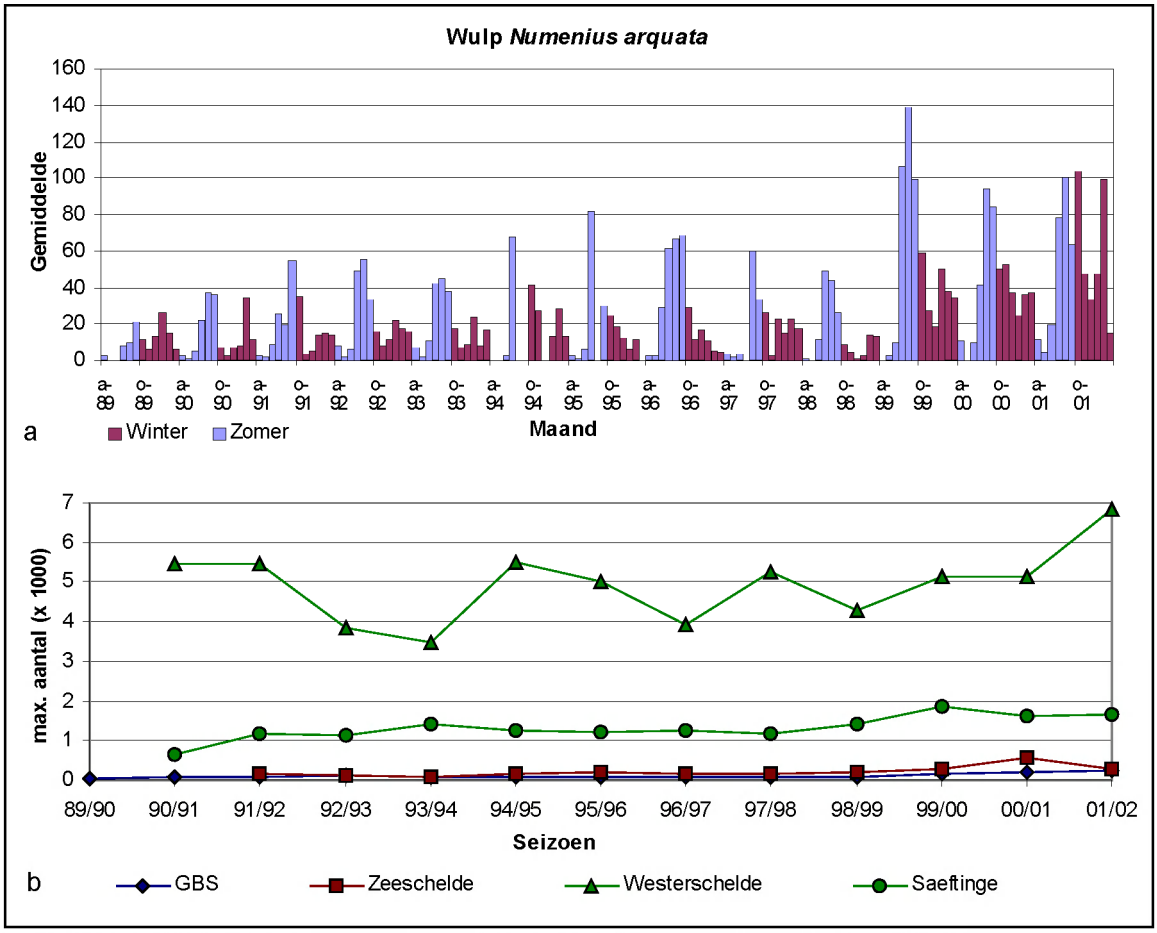
Figuur 6-19: De Bonte strandloper (*Calidris alpina*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde (rechter-as) en Saeftinge.

Figure 6-19: Dunlin (*Calidris alpina*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde (right axis) and Saeftinge.

Eerder werd gesuggereerd dat de Beneden Zeeschelde en vooral het Groot Buitenschoor niet het meest karakteristiek milieu is voor de Bonte strandloper, maar dat het gebied eerder dienst zou doen als 'overflow' voor de Westerschelde (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). In dat geval zouden er relatief veel juvenielen aanwezig zijn en zouden de aantallen het grootst zijn na een succesvol broedseizoen (VAN DER HAVE *et al.* 1984). De populatiestructuur van de Bonte strandlopers op het Groot Buitenschoor is onvoldoende gekend om deze theorie te staven.

De Wulp (*Numenius arquata*)

Het verspreidingsmaximum voor de Wulp in het Schelde-estuarium situeert zich langs het polyhaliene gedeelte. De aantallen nemen af van Vlissingen naar Antwerpen toe, verder stroomopwaarts worden waarnemingen eerder sporadisch (YSEBAERT *et al.* 2000b). In de jaren '80 daalden de seizoensmaxima op het Groot Buitenschoor van een maandgemiddelde van 140 naar amper 20 in 88/89 (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Nadien herstelden de aantallen zich langzaam, de laatste seizoenen worden weer de aantallen van weleer gehaald. De aanwezigheid van Wulpen is haast een constant gegeven geworden in het gebied waardoor het aantal vogeldagen nog eens extra toenam. Dit aantalsverloop is gelijkaardig aan dat van de Beneden-Zeeschelde, Saeftinge en de Westerschelde (figuur 6-20) en strookt met de evolutie van de geografische populatie (tabel 6-5; WETLANDS INTERNATIONAL 2002). De lagere aantallen Wulpen op het Groot Buitenschoor in de jaren '90 werden eerder door VAN DEN BERGH *et al.* (1998) in verband gebracht met de ingebruikname van hun overtijgebieden, de weilanden ten zuiden van het reservaat. De evolutie van de aantallen tijdens de laatste seizoenen doet vermoeden dat dit een tijdelijke impact was en dat ondertussen andere overtijmogelijkheden in de buurt aangewend werden.



Figuur 6-20: De Wulp (*Numenius arquata*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde en Saeftinge.

Figure 6-20: Curlew (*Numenius arquata*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde and Saeftinge.

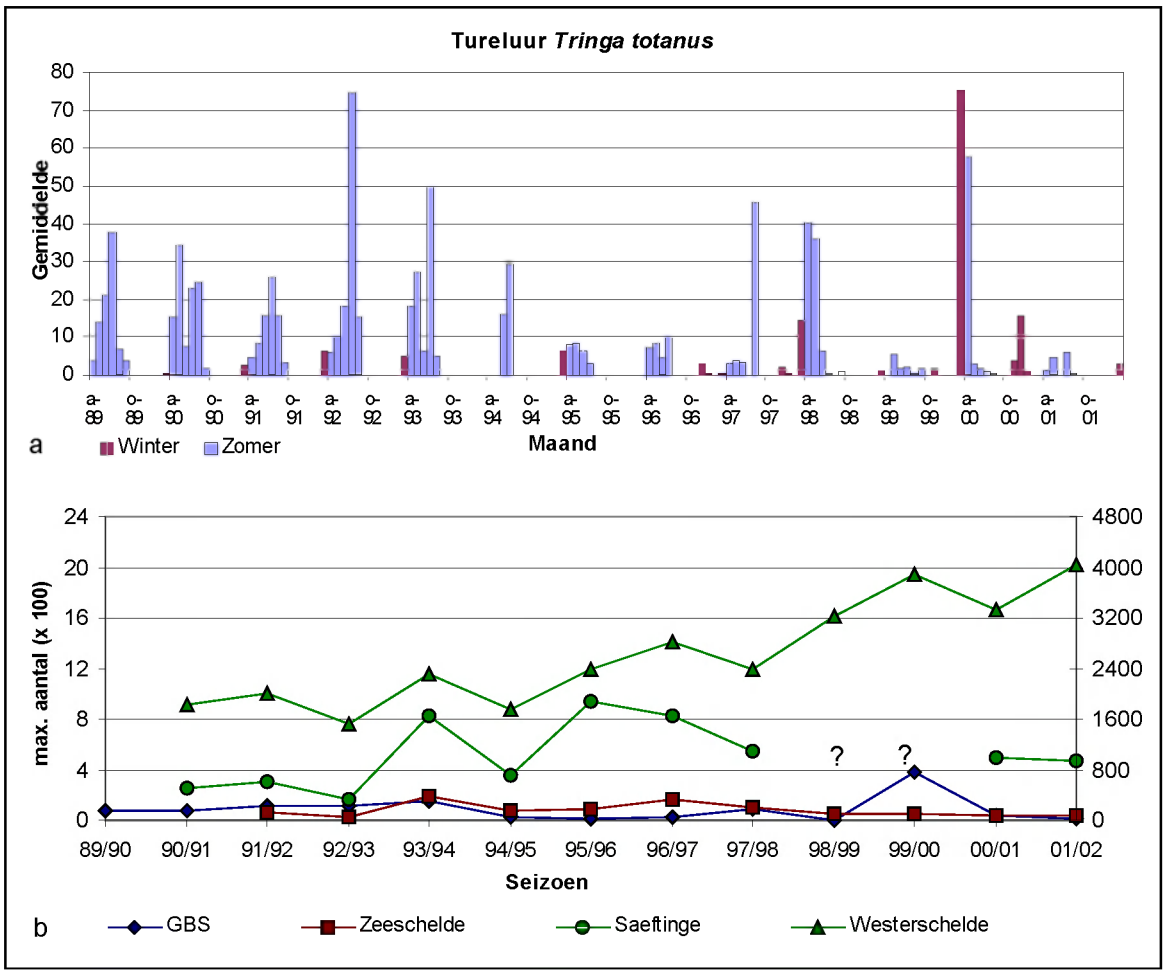
Het Groot Buitenschoor is foerageergebied voor de Wulpen, ze foerageren op de middelhoge en hooggelegen slikken over de hele lengte van het gebied. Uit een analyse van

de benthosgemeenschappen blijkt dat op die locaties zowel de densiteit (clusters 3-4-5, figuren 5-9 en 5-10; bijlage V-3 en V-7c) als de biomassa (clusters 1 en 3; figuren 5-14 en 5-15; bijlage V-4 en V-7c) van de Zeeduizendpoot, *Nereis diversicolor*, het grootst zijn. GOSS – CUSTARD *et al.* (1991) vonden eveneens een significant verband tussen het aantal Wulpen en de densiteit van de Zeeduizendpoot in een aantal Britse estuaria. Bij de bouw van de containerterminal werd ingeschat dat 24% van de Wulpen foerageerde op het gebied ten zuiden van de strekdam (ECOLAS 1993). Momenteel is dat nog slechts 6% (sectortellingen F. Wagemans, tabel 6-5), er vond dus een herverdeling van de soort over het gebied plaats, de grootste concentraties situeren zich nu tussen de strekdam en BASF.

Overige steltlopers

De Bontbekplevier (Charadrius hiaticulata), de Zilverplevier (Pluvialis squatorola), de Kievit (Vanellus vanellus) en de Oeverloper (Actitis hypoleucus) vertonen een dip in de waarnemingen na '93 maar worden de laatste jaren weer meer waargenomen. De ware betekenis hiervan is nog niet geheel duidelijk. Naar alle waarschijnlijkheid heeft dit zowel met de telfrequentie te maken als met de verstoringen die met de bouwwerken gepaard gingen. De aantallen van Rosse Grutto (Limosa laponica) blijven echter aan de lage kant en de Kemphaan (Philomachus pugnax) en de Watersnip lijken niet meer terug te komen (bijlage VI-1).

Ook de aantallen van de Tureluur (*Tringa totanus*) vertonen een dip na '93. De evolutie in de aantallen van de Tureluur (*Tringa totanus*) is opvallend verschillend van deze in de Westerschelde, waar ze de laatste jaren zowat verdubbelden (figuur 6-21). Aan de Noord-West Europese populatie werd eveneens een stijgende trend toegekend bij de laatste schatting (tabel 6-5). Deze trend wordt blijkbaar niet gevolgd in de brakke zone en de overgangszone van het Schelde-estuarium, in Saeftinge en de rest van de Beneden Zeeschelde is er evenmin sprake van toenemende aantallen (figuur 6-21b).

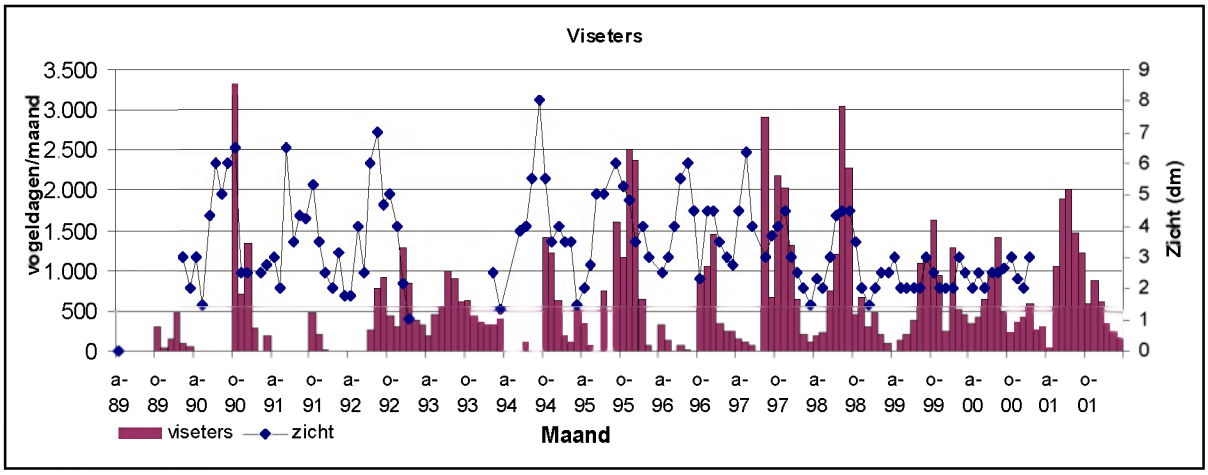


Figuur 6-21: Tureluur (*Tringa totanus*) op het Groot Buitenschoor 1989-2002. a : Maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). b: Vergelijking van de seizoensmaxima met die voor de Zeeschelde, de Westerschelde (rechter-as) en Saeftinge.

Figure 6-21: Redshank (*Tringa totanus*) on the Groot Buitenschoor 1989-2002. a: Monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). b: Comparison of seasonal maxima with those for Zeeschelde, Westerschelde (right axis) and Saeftinge.

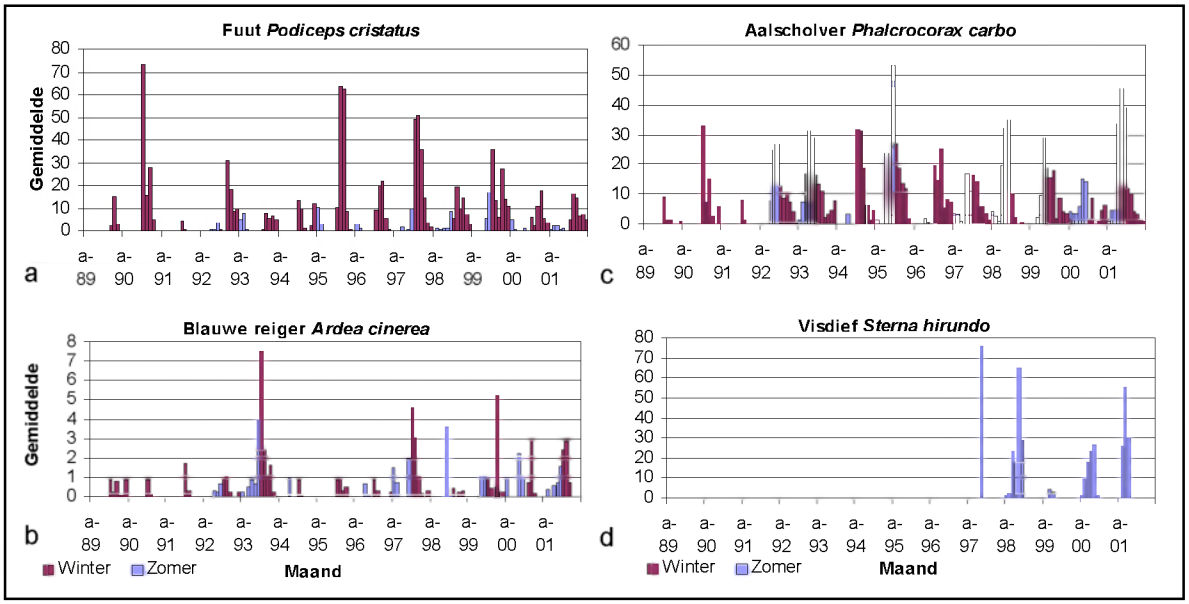
Viseters

Het totaal aantal vogeldagen per maand voor visetende vogels op het Groot Buitenschoor vertoonde een stijgende trend vanaf '92 tot '98. De daaropvolgende seizoenen (1999/2000 en 2000/2001) was er een opvallende dalende trend die mogelijks een verband houdt met de lagere transparantie van het water tijdens die seizoenen (figuur 6-22). De algemene trend wordt vooral aangegeven door de aantallen futen en aalscholvers en visdieven, de aantallen Blauwe reigers zijn beduidend lager en vertonen een ander verloop in de tijd (figuur 6-23).



Figuur 6-22: Piscivore watervogels op het Groot Buitenschoor 1989-2002: Aantal vogeldagen per maand van juli 1989 tot maart 2002 (linker-as). De transparantie van het water werd toegevoegd als bijkomende informatie (rechter-as).

Figure 6-22: Piscivorous waterbirds on the Groot Buitenschoor 1989-2002: Number of bird-days per month from July 1989 till March 2002. (left axis). Transparency of the water is added on a secondary y-axis (right axis).



Figuur 6-23: Piscivore watervogels op het Groot Buitenschoor 1989-2002, maandgemiddelden van juli 1989 tot maart 2002. (maandgemiddelde = aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand). a. Fuut (*Podiceps cristatus*) b. Aalscholver (*Phalacrocorax carbo*), c. Blauwe reiger (*Ardea cinerea*) d. Visdief (*Sterna hirundo*).

Figure 6-23: Piscivorous waterbirds on the Groot Buitenschoor 1989-2002, monthly means from July 1989 till March 2002. (monthly mean = number of bird days/number of days in the month). a. Great crested grebe (*Podiceps cristatus*) b. Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*), c. Grey heron (*Ardea cinerea*) d. Common tern (*Sterna hirundo*).

6.4. Discussie

Algemene trends en patronen

Tijdens de studieperiode is er op het Groot Buitenschoor niet echt een trend waar te nemen in de seizoensmaxima voor watervogels wanneer ze uitgedrukt worden in aantal vogeldagen per maand. De feitelijk getelde maximale aantallen zijn echter hoger voor de laatste vier seizoenen. Ook het totaal aantal vogeldagen per seizoen neemt toe de laatste jaren doordat de najaarsaantallen groter zijn. We kunnen stellen dat het gebruik van het gebied door watervogels is toegenomen na de twee strenge winters van 95/96 en 96/97. In de loop van de studieperiode waren er verschuivingen in de soortensamenstelling van het gebied. Het

aantal eenden nam toe en de steltloperaantallen verminderden. De ganzen vertoonden geen uitgesproken trends in aantallen, de andere soortengroepen watervogels, vooral piscivore soorten, zijn numeriek minder belangrijk en doen het de laatste drie seizoenen relatief iets minder goed. De diversiteitsindices vertoonden een niet significante dalende trend en een uitgesproken seizoenaal patroon. De watervogelpopulaties in deze overgangszone tussen de Westerschelde en de Zeeschelde zijn qua soortensamenstelling intermediair tussen die van beide zones. Het seizoenaal patroon leunt, naargelang de soort meer aan bij het ene of bij het andere gebied. In de loop van de studieperiode werd de internationale 1% norm overschreden voor Grauwe gans en Kluut.

Het effect van de telfrequentie op de resultaten

Voor deze rapportage werden de teldata omgerekend naar vogeldagen per maand. Op deze manier werd getracht om de 'ruis' op de data te minimaliseren, die veroorzaakt wordt door gebruik te maken van resultaten uit projecten met verschillende telmethoden en telfrequenties. Ondanks deze voorzorgsmaatregel blijft er een positief verband bestaan tussen het aantal tellingen en het totaal aantal vogeldagen per seizoen enerzijds (R^2= 0.40) en het aantal tellingen en het aantal waargenomen soorten per seizoen anderzijds (R^2= 0.61). Bij het zoeken naar oorzaak-gevolg relaties moet de zeer variabele telfrequentie dus blijvend in acht genomen worden.

Het verband met omgevingsvariabelen

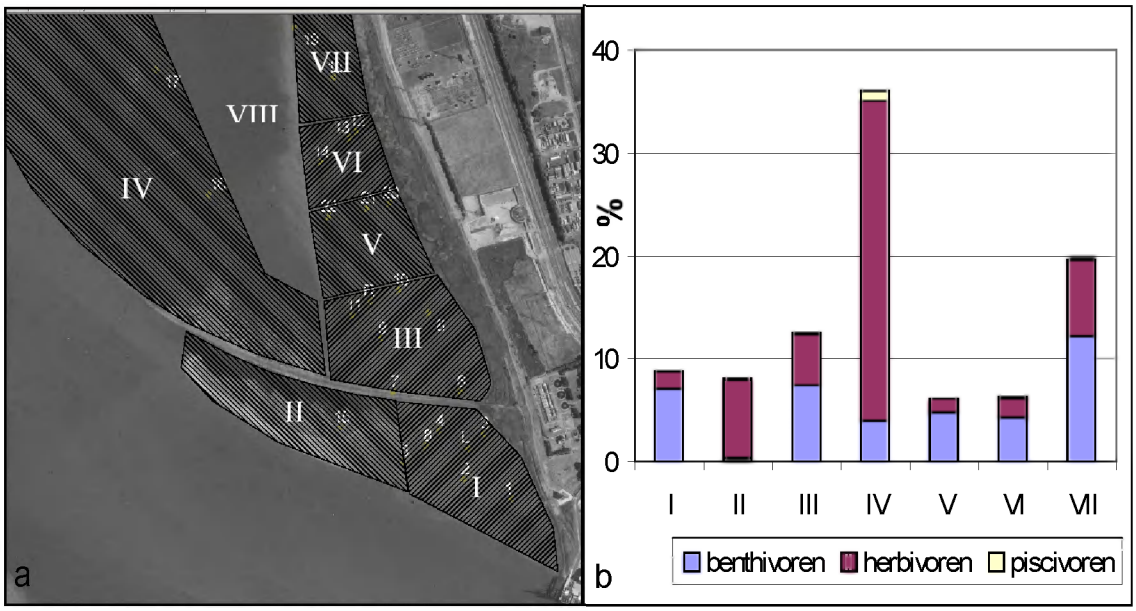
Hoogteligging, sedimentsamenstelling en kwaliteit van bodem en water beïnvloeden de aanwezigheid en verspreiding van prooidieren, die op hun beurt een bepalende factor kunnen zijn voor de aantrekkingskracht van het Groot-Buitenschoor op benthivore en visetende watervogels. Bij het zoeken naar dergelijke patronen en relaties konden in deze studie geen sluitende statistische bewijzen geleverd worden omdat gebruik gemaakt werd van resultaten uit verschillende onderzoeksprojecten waarvan de onderzoeksmethoden niet gericht waren op predator-prooi relaties. De gegevens met betrekking tot de verspreiding van watervogelsoorten over de verschillende delen van het Groot-Buitenschoor werden bovendien pas in het seizoen 2002/2003 verzameld. Voor een aantal benthivore soorten kon hieruit een verband afgeleid worden dat overeenstemming vertoont met wat in de literatuur voor Britse estuaria beschreven wordt (ATKINSON *et al.* 2001; GOSS-CUSTARD *et al.* 1991; YATES *et al.*1993; BLOMERT 2002). Meer gericht onderzoek is echter nodig om deze relaties hard te maken. Voor de visetende soorten is er mogelijks een relatie met transparantie van het water, ook dit verband moet nauwlettender opgevolgd worden.

De habitatfuncties van het Groot-Buitenschoor voor watervogels

Zoals reeds aangegeven heeft het Groot Buitenschoor door zijn vorm en reliëf een redelijk lange vrijliggingsduur en biedt het een grote oppervlakte aan intertidaal habitat gedurende een groot deel van een getijcyclus.

De belangrijkste habitatfuncties zijn die van de Ballastplaat en het zandige, meest rivierwaartse deel ten zuiden van de strekdam als rust- en uitwijkplaats voor overwinterende ganzen en eenden en die van het slibrijkere slik als foerageergebied voor benthivore vogels (steltopers en Bergeenden) het hele jaar door. De functies van het schor als foerageergebied voor herbivoren en de vloedschaar, en bij hoogtij ook het slik, voor piscivoren zijn relatief iets minder belangrijk. Deze habitatfuncties van de verschillende delen van het Groot-buitenschoor zijn gereflecteerd in de resultaten van de sectortellingen die uitgevoerd werden van augustus 2002 tot mei 2003 (figuur 6-24a-b). Opvallend is de opsplitsing van de zone ten zuiden van de strekdam: zone I wordt vooral benut door benthivoren, zone II door herbivoren.

In de loop van de studieperiode waren er enige evoluties waar te nemen in de verschillende habitatfuncties van het Groot Buitenschoor. Het aantal ganzen dat komt rusten op de Ballastplaat nam niet verder toe maar het aantal eenden, voornamelijk Smienten, verdubbelde. Ondertussen wordt ook het zandige, rivierwaartse deel ten zuiden van de strekdam voor diezelfde functie gebruikt (figuur 6-24a-b). De laatste drie winters namen ook de seizoensmaxima van de eenden niet verder toe. Mogelijks is hiermee de draagkracht van het Groot-Buitenschoor als rust- en uitwijkgebied voor ganzen en eenden bereikt. Anderzijds is de rust in het gebied voldoende groot gebleven om ruiende Bergeenden aan te trekken, na een relatief lange afwezigheid waren ze weer in redelijk grote aantallen aanwezig in de zomer van 2002. De functie van het gebied als foerageergebied voor steltlopers ging er verder op achteruit, het aantal vogeldagen blijft laag in vergelijking met vroeger. Deze evolutie wordt vooral bepaald door het lage aantal overwinterende Bonte strandlopers. Anderzijds zijn de Kluut en de Wulp meer prominent aanwezig, niet alleen in aantallen maar ook in aantal dagen per seizoen. Door deze wijzigingen in de soortensamenstelling is er een verschuiving van het seizoenaal patroon voor de steltlopers op het Groot Buitenschoor. Bij het begin van de studieperiode en in de periode ervoor was het overwinteringsaspect nog redelijk belangrijk en werden de grootste aantallen steltlopers (Bonte strandlopers) waargenomen in januari (VAN DEN BERGH *et al.* 1998). Tegenwoordig zijn de steltlopers talrijker in de zomer en het vroege najaar (figuur 6-6).



Figuur 6-24: Verspreiding van watervogels op het Groot-Buitenschoor: a. Verdeling van het gebied in sectoren, b. Verdeling van benthivore, herbivore en piscivore vogelsoorten over de verschillende sectoren, uitgedrukt als % van het totaal van de waarnemingen tussen 6 augustus 2002 en 15 mei 2003 (Frank Wagemans, ontuitgeg.).

Figure 6-24: Distribution of waterbirds on the Groot Buitenschoor: a. Definition of sectors, b. Distribution of benthivores, herbivores en piscivores in the sectors, expressed as a % of the total observations between 6 August 2002 en 15 May 2003 (Frank Wagemans, unedited data).

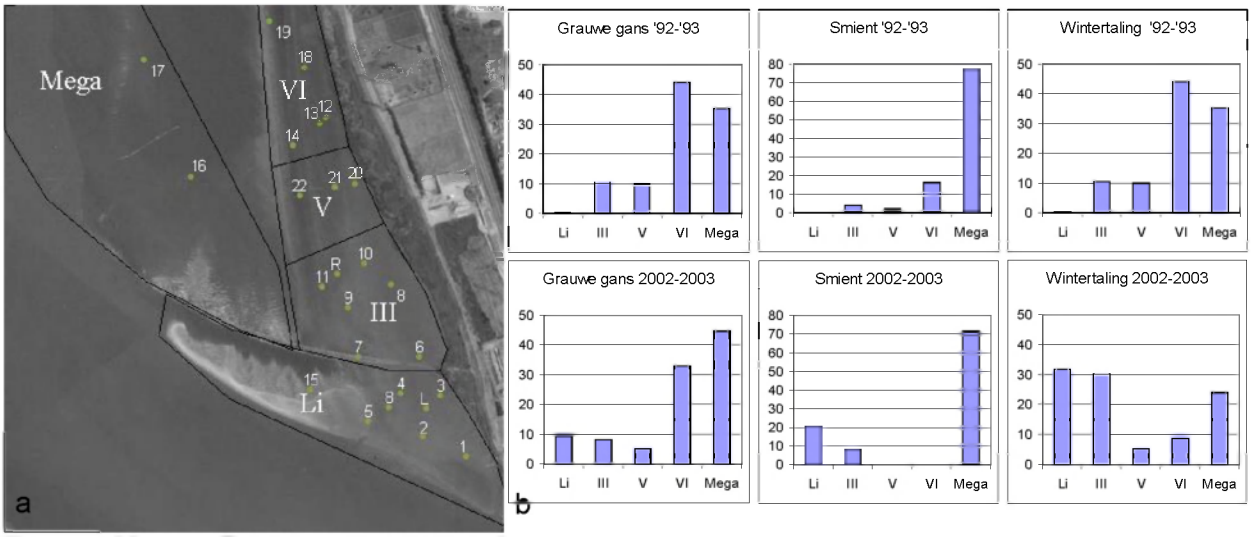
Verspreiding van de verschillende soorten over het slik

Een aantal habitats ondergingen wijzingen in loop van de studieperiode. Enerzijds verdween 8ha zandig slik voor de bouw van de containerterminal. Het slik tussen de terminal en de strekdam werd slibrijker (figuur 6-24a, zone I) maar het rivierwaartse deel van het gebied ten zuiden van de strekdam zandde verder aan en de mediane korrelgrootte nam toe (figuur 6-24a, zone II). Anderzijds verminderde ook de mediane korrelgrootte van het meest noordelijke slik tegen de grens, het slik werd er slibrijker (figuur 6-24a, zone VI&VII). Voor deze evolutie van de sediment samenstelling in de verschillende zones verwijzen we naar

hoofdstuk 4 en bijlage IV-1. Verder is de bedrijvigheid in en rond de containerterminal een potentiële rustverstoorder voor de meest nabij gelegen gebieden.

De weerslag van deze wijzigingen op de verspreiding van de verschillende vogelsoorten over het slik wordt nagegaan in een vergelijking tussen de seizoenen '92-'93 en 2002-2003. Gegevens voor deze analyse werden ontleend aan de sectortellingen van Geert Rossaert voor '92-'93 (ECOLAS 1993) en Frank Wagemans voor het seizoen 2002-2003 (onuitgegeven). Maximale overeenstemming in de telsectoren werd bekomen door het Groot Buitenschoor in te delen zoals weergegeven in figuur 6-25a.

Wat de herbivore watervogels betreft is de belangrijkste wijziging dat naast de Ballastplaat nu ook de zandplaat ten zuiden van de strekdam een functie heeft als rustgebied. Voor de Grauwe gans zijn het noordelijke slik en schor (figuur 6-25a-zone VI) naast rustgebied ook foerageergebied (figuur 6-25). De zeebies vegetaties worden daar redelijk intensief begraasd. Ook de Smient neemt zijn toevlucht tot de zandplaat onder de strekdam en vertoont nu minder interesse in de noordelijke delen van zone VI (figuur 6-25). De omnivore Wintertaling verlegde het zwaartepunt van zijn rust- en foerageeractiviteiten naar het zuidelijke deel van het Groot Buitenschoor. In tegenstelling tot de Ganzen en de Smienten benutten ze het volledige deel ten zuiden van de strekdam. Ze foerageren in de luwte die slibrijker werd (figuur 6-24a, zone I) en rusten op de rivierwaarts gelegen zandplaat (figuur 6-24a, zone II). De slibrijker geworden delen van zone VI (figuur 6-25) worden nu duidelijk minder benut. De overwinterende herbivore en omnivore watervogels lijken zich dus niet te storen aan de activiteiten rond de containerterminal, de naburige gebieden worden in tegendeel relatief meer benut in vergelijking tot vroeger. Voor Grauwe gans en Smient kan dit te wijten zijn aan de toegenomen aantallen waardoor de draagkracht van de Ballastplaat overschreden werd en bijkomende gebieden nodig waren. Voor de Wintertaling moeten er andere motieven zijn vermits de aantallen op het Groot-Buitenschoor eerder daalden.

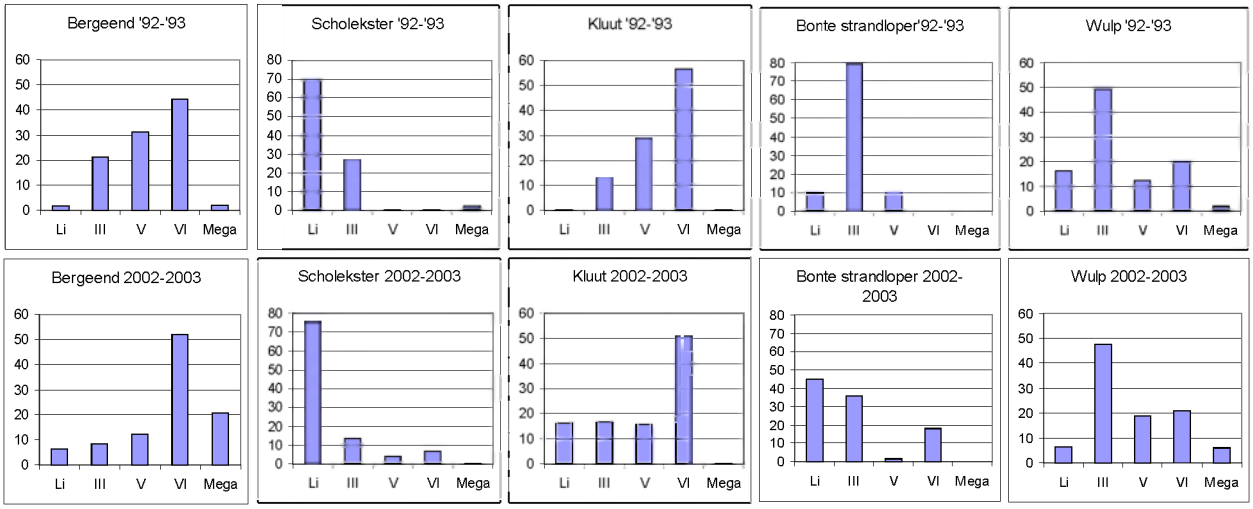


Figuur 6-25: a: Telsectoren waarin het Groot-Buitenschoor onderverdeeld werd om de verspreiding van watervogels in '92-'93 en 2002-2003 te vergelijken. b: Verdeling van Grauwe gans (*Anser anser*), Smient (*Anas penelope*) en Wintertaling (*Anas crecca*) over de verschillende zones in '92-'93 en 2002-2003, uitgedrukt in % van het totaal aantal waarnemingen (naar ECOLAS 1993 en F. Wagemans niet gepubliceerde gegevens).

Figure 6-25: a: Definition of sectors on the Groot-Buitenschoor for the comparison of waterbird distributions in '92-'93 and 2002-2003. b: Dstribution of Greylag goose (*Anser anser*), Wigeon (*Anas penelope*) and Common teal (*Anas crecca*) over the defined sections in '92-'93 and 2002-2003, expressed as % of the total population (from ECOLAS 1993 and F. Wagemans, non published data).

Wijzigingen in het verspreidingspatroon van de benthivore soorten lijken op het eerste zicht minder ingrijpend (figuur 6-26). De Bergeend verlegde het zwaartepunt naar het noordelijk gelegen deel van het slik dat slibrijker werd en benut nog steeds de luwte tussen de strekdam en de containerterminal. De Ballastplaat wordt nu ook benut als rustplaats.

Het zandige slik gedeelte dat verdween voor de containerterminal en de onmiddellijke omgeving waren vooral foerageergebied voor Scholekster, Bonte strandloper en Wulp. Voor de Scholekster veranderde er weinig in het verspreidingspatroon, het gaat echter om kleinere aantallen. In het seizoen '92-'93 was de verspreiding van de Bonte strandloper opvallend anders vergeleken met andere telseizoenen in die periode en dus weinig representatief (ECOLAS 1993). Normaal gezien bevonden de grootste aantallen zich ten zuiden van de strekdam. De Bonte strandloper en ook de Wulp maken nu relatief meer gebruik van zone III net ten noorden van de strekdam. De Kluut zoekt net als de Bergeend zeer slibrijke zones op als foerageergebied en voegde de luwte onder de strekdam toe aan zijn verspreidingszone. Sector V werd relatief minder belangrijk. Ook de overwinterende en residente benthivore watervogels schijnen dus weinig hinder te ondervinden van de bedrijvigheid rond de containerterminal, het gebied ten zuiden van de strekdam herbergt nu een iets groter percentage van steltlopers en Bergeenden dan vroeger.



Figuur 6-26: Benthivore watervogels op het Groot-Buitenschoor: verdeling van Bergeend (*Tadorna tadorna*), Scholekster (*Haematopus ostralegis*), Kluut (Recurvirostra avocetta), Bonte strandloper (*Calidris alpina*) en Wulp (*Numenius arquata*) over de verschillende zones in '92-'93 en 2002-2003, uitgedrukt in % van het totaal aantal waarnemingen (naar ECOLAS 1993 en F. Wagemans niet gepubliceerde gegevens).

Figure 6-26: Benthivorous waterbirds on the Groot-Buitenschoor: distribution of Common Shelduck (*Tadorna tadorna*), Oystercatcher (*Haematopus ostralegis*), Avocet (Recurvirostra avocetta), Dunlin (*Calidris alpina*) and Curlew (*Numenius arquata*) over the defined sections in '92-'93 and 2002-2003, expressed as % of the total population (from ECOLAS 1993 and F. Wagemans, non published data).

Voor doortrekkende steltlopers tijdens de voorjaars- en najaarstrek is niet alleen het voedselaanbod in een gebied belangrijk, de trekkers hebben ook een grote behoefte aan rust om weer op krachten te kunnen komen voor ze hun tocht verder zetten. De Zilverplevier, die zich vooral in het noordelijk gedeelte van het gebied ophoudt is na verminderde aanwezigheid in '94 en '95 terug zoals voorheen. De terugkeer van de Bontbekplevier, de Oeverloper en de Rosse Grutto, die meer in het zuidelijk gedeelte van het slik zitten, is daarentegen minder overtuigend. De Kemphaan en de Watersnip zijn helemaal niet meer terug gekomen. Het Groot-Buitenschoor is mogelijks een minder aantrekkelijke stop-over plaats geworden voor doortrekkende steltlopers door de rustverstoring op het slik die gepaard gaat met de activiteiten op en rond de containerterminal.

6.5. Besluiten

Globaal gezien nam het gebruik van het Groot-Buitenschoor door watervogels toe tijdens de studieperiode. De trends die in Van den Bergh *et al.* (1998) beschreven werden zetten zich gedeeltelijk verder: de rustfunctie van de rivierwaartsgelegen platen voor overwinterende ganzen en eenden nam toe, het gebied werd echter relatief minder belangrijk voor doortrekkende steltlopers. Dit laatste heeft mogelijks te maken met de activiteiten rond de terminal. De functie van het gebied voor verblijvende benthivore watervogels blijft wisselvallig. Behalve de Bergeend bevinden de meeste van deze soorten zich aan de grens van hun verspreidingsgebied in het estuarium zodat deze schommelingen meer beïnvloed zijn door externe factoren dan door de habitatkwaliteit van het Groot-Buitenschoor. De terugkomst van ruiende Bergeenden in de zomer van 2002 toont aan dat de rustverstoring in het gebied aanvaardbaar is, al moet de toekomst nog uitwijzen of dit een éénmalige gebeurtenis is of een rehabilitatie van het gebied als ruigebied voor de Bergeend.

De verspreiding van de watervogelsoorten in het gebied wijzigde tijdens de studieperiode. Het noordelijk gelegen slik werd iets slibrijker waardoor het interessanter werd voor Bergeend en Kluut. In het gebied ten zuiden van de strekdam werd de tweedeling tussen het zandige en het slibrijke gedeelte prominenter (figuur 6-27). De luwte die ontstond tussen de strekdam en de containerkade werd slibrijker en werd toegevoegd aan het foerageergebied van Kluut en Bergeend, het rivierwaarts gedeelte werd nog zandiger en werd toegevoegd aan het rustgebied van Grauwe gans en Smient. De steltlopers die er al verbleven maken verder gebruik van dit gebied. Ook deze trends geven aan dat de verstoring door de activiteiten aan de containerkade binnen aanvaardbare normen blijft.



Figuur 6-27: Tweedeling van het gebied ten zuiden van de strekdam, toestand voor de bouw van de container terminal (foto AWZ intranet LIN).

Figure 6-27: Aerial view of the area south of the dam: situation before the construction of the container terminal (photo AWZ, intranet LIN)

7. Effecten van de containerterminal

7.1. Verwachte effecten van de containerterminal zoals beschreven in het MER (Ecolas 1993)

Het MER dat naar aanleiding van de bouw van de Noordzee containerterminal werd opgemaakt, stelde twee uitvoeringsalternatieven voor. Het eerste alternatief bestaat uit een kaaimuur met als lengte 1350m. De kaaimuur is geknikt en reikt tot 150m in het natuurgebied Groot Buitenschoor. Bij het tweede alternatief is de kade niet geknikt en 150m korter. De kaaimuur blijft dus ten zuiden van het natuurgebied.

Veranderingen in stromingspatronen

Voor beide alternatieven wordt een verdieping van de vaargeul voorzien tot -14.5m TAW, dit over een breedte van 80m en over de volledige lengte van de kaai.

Uit het resultaat van een modellering blijkt dat voor beide alternatieven dezelfde soort veranderingen optreden. Het verschil zit in de relatieve toe -of afname van de stroomsnelheid. Van een langere kaaimuur (alternatief 1) wordt een grotere verstoring verwacht.

De stroming van de Schelde wordt door de bouw van de kaaimuur meer uitgesmeerd over de hele breedte van de rivier. In de vaargeul ter hoogte van de containerkaai zullen de snelheden verminderen, en dit zowel tijdens eb als tijdens vloed. De toegenomen sedimentatie zal een toenemende baggeractiviteit vragen. Voor het eerste alternatief is deze toename geschat op 44% en voor het tweede op 46%.

Veranderingen in sedimentatiepatronen

Stroomafwaarts de kaaimuren en tussen de aanzet van de dwarskaaimuur zal een luwte ontstaan waarin het sediment zich door neervorming zal afzetten (aanwas tot 10 à 30% van de waterdiepte in 1992). De sedimentatie in de neer is duidelijk groter bij het tweede alternatief. Bij dit alternatief is er een verhoogde aanslibbing (tot 5dm voor het eerste jaar) te verwachten voor het gebied ten NW van de geplande terminal tussen de aanzet van de leidam en de dwarskaaimuur. Een afzetting van slib wordt verwacht tot aan de leidam (tot max. 1 à 2dm gedurende het eerste jaar).

De sedimentatie zal vooral in de eerste jaren na de constructie optreden, om daarna geleidelijk aan af te zwakken. Ten noorden van de leidam zal het Groot Buitenschoor weinig tot geen effect ondervinden van de bouw van de Noordzee containerterminal.

Verder wordt een stijgende sedimentatie verwacht stroomopwaarts van de leidam van Ouden Doel en in de toegangsgeul van de sluizen van Zandvliet en Berendrecht.

Effecten op het benthos

Buiten het verlies aan oppervlakte zijn de effecten van de terminal op het benthos voornamelijk van indirecte aard. Bij de uitvoering van het eerste alternatief verdwijnt er 13ha (7% van het totale oppervlak) van het intergetijdengebied, bij uitvoering van alternatief twee 8ha (4% van het totale oppervlak). Het maximale verlies aan oppervlakte bedraagt voor de sublittorale zone 1.3ha.

Het is een wel gekend feit dat het voorkomen van benthos gerelateerd is aan de sedimentsamenstelling en de hoogteligging. De veranderende sedimentatie zal dan ook een belangrijke indirecte effectfactor zijn.

De modelberekeningen toonden aan dat de indirecte effecten bij het eerste alternatief kleiner zijn.

Tabel 7-1: Samenvatting van de effectbeoordeling: (0) neutraal, (+) positief, (0/-) beperkt negatief, (-) significant negatief, (--) belangrijk significant negatief. De verschillen tussen beide alternatieven worden omkaderd. Naar: (ECOLAS 1993).

Table 7-1: Summary of the effect-assessment: 0) neutral, (+) positive, (0/-) reduced negative, (-) significantly negative, (--) very significantly negative. (ECOLAS 1993).

POTENTIEEL EFFECT	Bouw kaaimuren		Bestaan van terminal		Activiteiten op de terminal	
	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Bodem						
Bodemvolume	0/-	0/-				
Bodemstructuur, -profiel	0/-	0/-				
Wijziging erosie/sedimentatie patroon						
Sedimentatie Plaat van Doel			-	-		
Sedimentatie Groot Buitenschoor			0	0/-		
Bodemverontreiniging					0/-	0/-
Water						
Verontreiniging door diverse componenten			0	0	0/-	0/-
Hydrologie			0	0		
Fysico-chem. karakteristieken van het Scheldewater	0	0				
Grondwaterstand en -stroming	--	--				
Hydrologie	0	0				
Geluid en trillingen						
Plaatsgebonden overlast	-	-			0/-	0/-
Landschap						
Structuur	0	0	0/-	0/-		
Landschapsbeeld	--	--	--	-		
Gradiënten en contrasten	--	-	--	--		
Verlies gerangschikte monumenten en landschappen	--	0/-	--	0/-		
Belevingswaarde			0/-	0/-		
Fauna en flora						
Verarming vegetatie	0/-	0/-	0/-	0/-		
Verlies aan bodemfauna	--	--	--	-		
Verarming bodemfauna (door sedimentatie)	0	0/-	0/-	-		
Verdwijning foerageergebied (Ramsar-gebied) en mortaliteit	--	--	--	-		
Aantasting avifauna door sedimentatie			0/-	-		
Wijziging foerageergedrag t.g.v. verstoring			-	0/-		
Verlies terrestrische fauna en flora	0/-	0/-	0/-	0/-		
Groeibelemmering t.g.v. grondwaterdaling	0	0				
Mens						
Geluidshinder	0	0			0	0
Grondwatergebruik/stabiliteit	--	--				

Effecten op de vogelfauna

Door het ruimtebeslag tengevolge van de constructie van de terminal verdwijnt een deel van het foerageergebied van de aanwezige avifauna. De effecten zullen zich vertalen in een verandering in foerageerduur –en gedrag, maar ook in densiteit. De verstoring die de constructie en de exploitatie van de terminal met zich meebrengt zal ook een effect hebben op de vogelpopulatie.

Door de combinatie van habitatverlies, -degradatie en –verstoring, zullen vooral de vogels tussen de leidam en de containerkade hinder ondervinden van de terminal. Een aantal van deze vogels zal dus op zoek moeten gaan naar een ander foerageergebied en er zullen

minder watervogels tussen de leidam en de containerkade verblijven, waar vooral Bonte Strandloper, Wulp en Scholekster foerageren, samen 24% van de totale steltloperpopulatie van het Groot Buitenschoor in '92.

Door de toegenomen verstoring in de buurt zullen er minder Bergeenden overzomeren en zullen er minder ganzen foerageren op het schor.

De afweging tussen beide alternatieven is vergelijkbaar met die voor het benthos: alternatief 2 scoort het beste wat betreft de directe effecten (minder habitatverlies, minder verstoring want kade is korter) en het eerste alternatief scoort beter voor de indirecte effecten (minder sedimentatie → effect op benthos is kleiner → dus ook het effect op de vogelpopulatie).

In tabel 7-1 wordt een samenvatting van de effectbeoordeling weergegeven. De verschillen tussen beide alternatieven worden omkaderd.

Alternatief 2 werd uitgevoerd (zie ook tabel 2-1).

7.2. Waargenomen effecten van de containerterminal

Effecten op de stromingspatronen

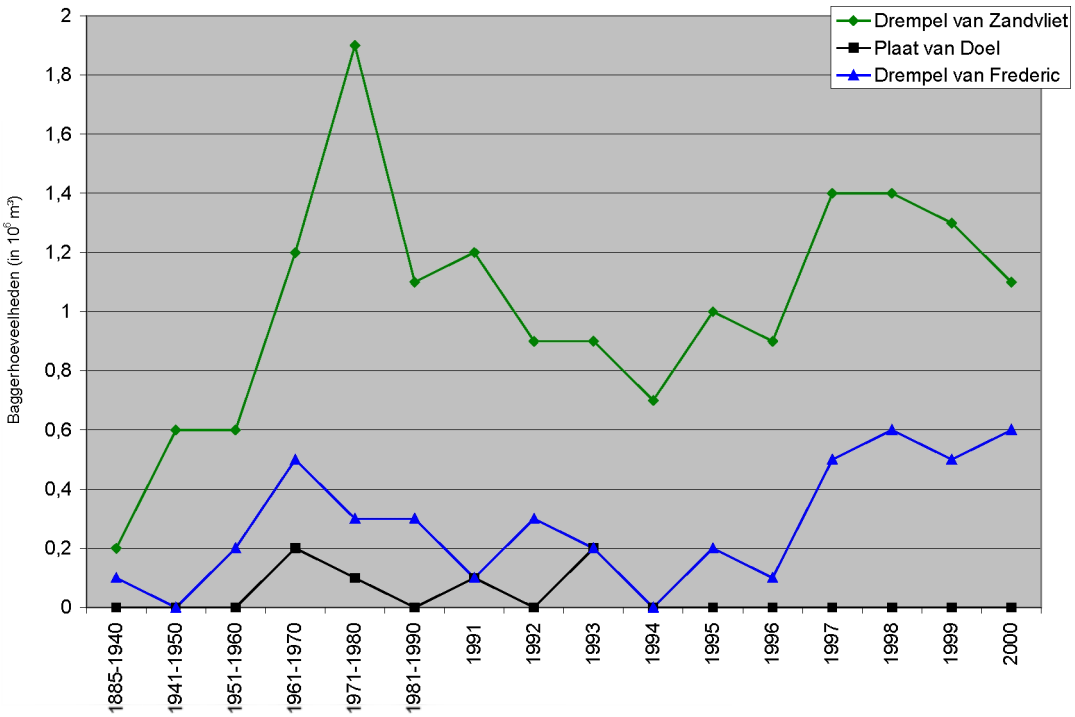
Reeds meer dan 100 jaar worden in de Schelde baggerwerkzaamheden uitgevoerd. Dit om de toegang naar de havens van Antwerpen en Brussel op voldoende diepte te krijgen. Zonder baggerwerken zou de diepte op de verschillende drempels in Wester- en Benedenschelde variëren tussen de 5 en 9 meter onder laagwater.

In 1885 werden de eerste baggerwerken uitgevoerd op de drempel van Krankeloon. Tot aan de eerste wereldoorlog bedroeg het baggervolume 1 à 2 miljoen m³ per jaar. Vlak na de eerste wereldoorlog werd dit volume teruggebracht naar 0.5 miljoen m³ per jaar. Na 1960 groeide het baggervolume gestaag met de opening van de Zandvlietsluis als belangrijkste stuwende factor. In deze periode bedroeg het gebaggerde volume op Belgisch grondgebied 10 miljoen m³ per jaar. Na 1971 daalt het volume omdat de zandbehoeften in de havens min of meer zijn weggevallen. In of vlak na 1995 treedt er opnieuw een zichtbare toename van de baggeractiviteit op die in 1999 afneemt of stabiliseert (IMDC 2001).

Figuur 7-1 toont de baggerwerkzaamheden vanaf 1885 tot en met 2000 en dit voor de platen en drempels die in de nabijheid van de containerterminal gelegen zijn. De verschillende baggerlocaties worden gesitueerd in kaart 7-1. De baggeractiviteiten beantwoorden grotendeels aan het verwachtingspatroon van het MER. Groot verschil is dat de toenemende sedimentatie stroomopwaarts van de leidam van Ouden Doel niet heeft plaatsgevonden of toch niet in die mate dat er een toename van de baggeractiviteit was vereist. Dit was wel zo voor de Drempel van Frederic en voor de Drempel van Zandvliet. De baggeractiviteit nam toe vanaf 1994 tot en met 1998 waarna het gebaggerde volume een evenwicht bereikte (ter hoogte van de Drempel van Frederic) of afnam (Drempel van Zandvliet).

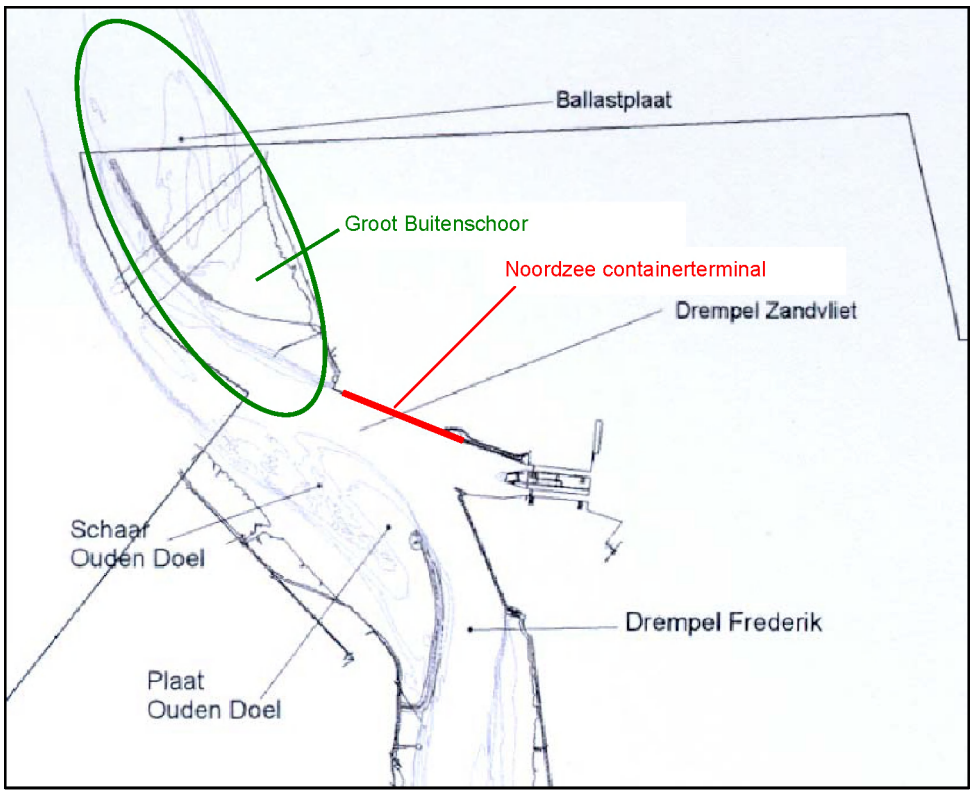
Deze toename in baggeractiviteit is waarschijnlijk hoofdzakelijk een gevolg van de baggerwerken ten gevolge van de verruimingswerken in de vaargeul. De effecten van de constructie van de containerterminal zullen hieraan ondergeschikt zijn.

Verder werd er een verhoogde aanslibbing verwacht tussen de leidam en de dwarskaaimuur. In figuren 4-1, 4-2 en 4-4 was al te zien dat in de periode 1994-1997 het sediment op het Groot Buitenschoor relatief meer slibrijk was, ook ten noorden van de leidam. Aan deze stijging kwam een einde in 1997 al bleef het sediment daarna slibrijker dan in de periode voor 1994. Ten zuiden van de leidam traden er echter grotere veranderingen in sedimentsamenstelling op dan ten noorden van de leidam (figuur 7-2).



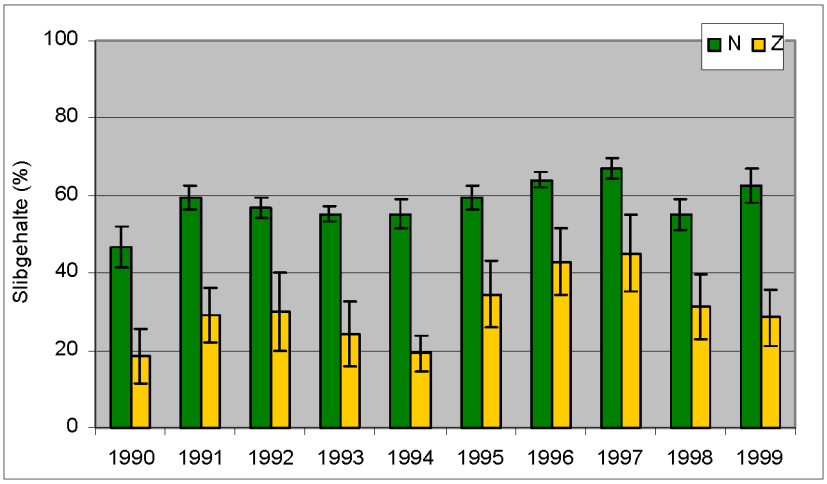
Figuur 7-1: Baggerhoeveelheden (in $10^6 m^3$) ter hoogte van de Drempel van Zandvliet, de Plaat van Doel en de Drempel van Frederic.

Figure 7-1: Volume of dredged material (in $10^6 m^3$) near the "Drempel van Zandvliet", the"Plaat van Doel" and the "Drempel van Frederic".



Kaart 7-1: Situering van de Drempel van Zandvliet, de Drempel van Frederic en de Plaat van Doel.

Map 7-1: Location of the "Drempel van Zandvliet", the "Drempel van Frederic" and the "Plaat van Doel".



Figuur 7-2: Gemiddeld slibgehalte (+ SE) voor alle locaties ten zuiden (Z) of ten noorden (N) gelegen van de leidam.

Figure 7-2: Mean mud content (+ SE) for all locations situated south (Z) or north (N) of the dam.

Effecten op sedimentatiepatronen

Uit de recente hoogtemetingen bleek dat beide locaties met een wezenlijke verandering in hoogteligging zich oriënteerden ten zuiden van de leidam. Locatie 1 kende sinds de metingen van 1992 een netto sedimentatie van ongeveer 1m (zie ook 2.7), locatie 5 toonde een duidelijke sedimentatie in de periode 1995-1997. Het slibgehalte nam op beide locaties in deze periodes toe, en was daarna terug vergelijkbaar met de periode net voor de constructie van de containerterminal (tabel 7-2). Dit patroon werd ook op andere locaties aangetroffen (zie bijlage IV-1).

Tabel 7-2: Verloop van het slibgehalte (%) voor locaties 1 en 5.

Table 7-2: Mud content (%) on locations 1 and 5.

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Locatie 1	46	64	68	65	40	69	74	83	60	61
Locatie 5	1	23	11	9	15	19	24	24	4	11

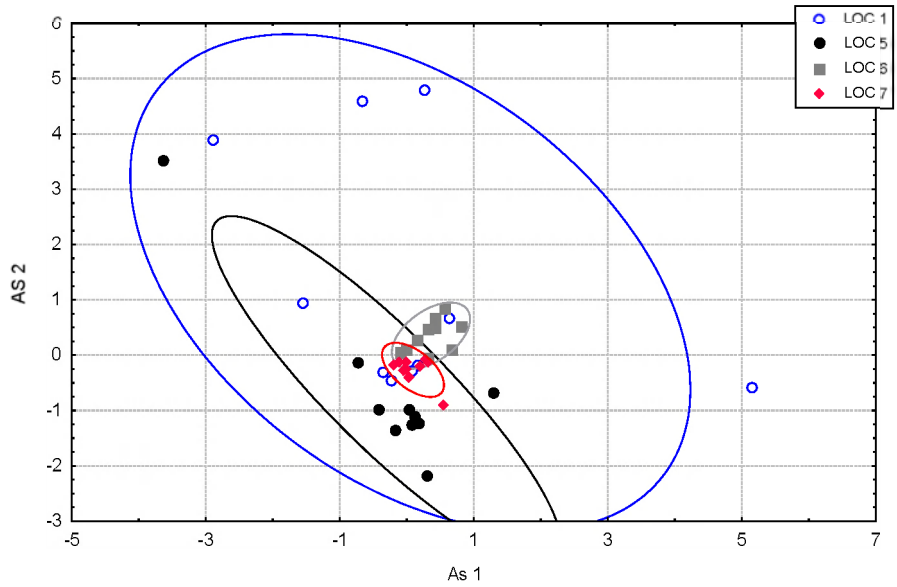
Effecten op het benthos

Om de effecten van de containerterminal op de macrobenthos gemeenschap van het Groot Buitenschoor te evalueren, worden de bemonsteringsplaatsen geplot, gebruikmakend van de coördinaten (sample scores op de eerste en tweede ordinatie-as) van de MDS –analyse (jaar x locatie). Telkens worden de bemonsteringsplaatsen van een zelfde locatie omcirkeld met een ellips (confidentie –interval is 75%). Wanneer voor een locatie de omvang van deze ellips groot is, duidt dat op grote veranderingen.

Wat betreft de densiteit, vertoonden vooral locaties 1, 2, 5 en 19 relatief sterke wijzigingen gedurende de studieperiode. Locaties waarvan de densiteit veel minder evolueerde zijn bijvoorbeeld locaties 6, 7, 9 en 10. De densiteit in locatie L veranderde niet sterk, maar wel meer dan in locatie R. Voor de figuur werd een selectie gemaakt van een aantal locaties (figuur 7-3).

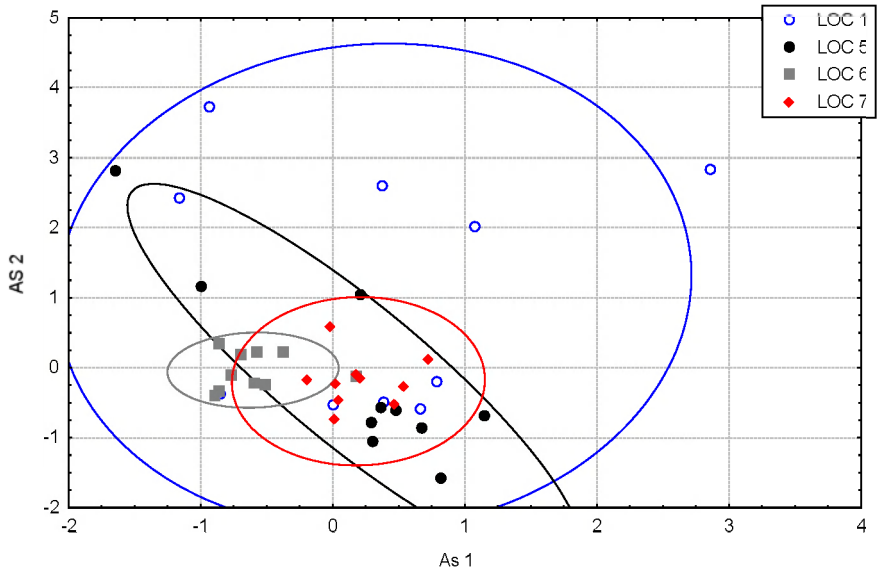
De biomassa van locaties 1, 5 en 9 wijzigde duidelijk doorheen de studieperiode. Locaties waarvan de biomassa minder evolueerde zijn o.a. locaties 6, 7, 8 en 20. In tegenstelling tot de situatie voor de densiteit, varieerde de biomassa in locatie R sterker dan die in locatie L. Ook nu werd voor de figuur een selectie gemaakt van een aantal locaties (figuur 7-4).

De figuren waarop van alle locaties zowel voor de densiteit als voor de biomassa de veranderingen geschetst worden staan in bijlage VII-1.



Figuur 7-3: Voorstelling van de evolutie van de densiteit voor een aantal locaties. Het confidentie –interval van de ellipsen bedraagt 75%.

Figure 7-3: Evolution of the density for a selection of locations. The ellipses have a confidence-interval of 75%.



Figuur 7-4: Voorstelling van de evolutie van de biomassa voor een aantal locaties. Het confidentie –interval van de ellipsen bedraagt 75%.

Figure 7-4: Evolution of the biomass for a selection of locations. The ellipses have a confidence-interval of 75%.

Uit figuren 7-3 en 7-4 blijkt dat vooral locaties 1 en 5 sterk veranderd zijn, locaties die gelegen zijn ten zuiden van de leidam hetgeen volledig in de lijn ligt van de voorspellingen van het MER. De veranderingen zijn echter niet alleen een gevolg van de constructie van de containerterminal, voor locatie 5 speelde zeker ook de verplaatsing van de nabijgelegen geul een rol.

De waarden voor biomassa en densiteit tonen aan dat in het begin van de studieperiode op locatie 1 geen sprake was van een benthos gemeenschap. Vanaf 1994 kwam hierin

verandering en kende alle 5 dominerende taxa een toename. Een maximale waarde werd bereikt in 1996/1997 waarna zowel densiteit als biomassa terug afnamen tot een niveau dat even laag of net iets hoger lag dan voor 1994. Dit is echter niet zo bij *Nereis diversicolor* en *Corophium volutator*. Voor deze 2 soorten kenden beide parameters een plotse daling in 1997, maar bereikten dan zeer hoge waarden in 1998 en in 1999.

Ook het aantal taxa varieerde duidelijk doorheen de studieperiode, met slechts 1 tot 3 taxa in de beginperiode (tot 1994), en minimaal 7 taxa op het einde.

Op locatie 5 werd in het begin van de studieperiode al een soortengemeenschap aangetroffen, al waren de aanwezige taxa (o.a. *Bathyporeia* sp. en *Eurydice pulchra*) eerder kenmerkend voor zandig locaties; *Corophium volutator* en Oligochaeta werden nauwelijks teruggevonden. De overige dominante taxa kenden in 1991 kleine piekwaarden voor zowel biomassa als densiteit waarna beide parameters afnamen. Na 1994 trad er terug een stijging op die vooral opvallend was voor *Heteromastus filiformis*. Voor de figuren wordt verwezen naar bijlage VII-2.

Het aantal taxa varieerde doorheen de studieperiode, maar niet zo uitgesproken als op locatie 1. Tot in 1994 varieerde het aantal taxa tussen 3 en 8, daarna werden nooit minder dan 7 taxa aangetroffen.

Andere ingreep-effect studies mbt het benthos

Naar aanleiding van de constructie van de stormvloedkering op de Oosterschelde werd in 1994 een studie gedaan naar de effecten van deze constructie op de benthosgemeenschap. Hieruit bleek dat de verandering in hydrodynamiek de patronen in de populatie niet beïnvloedde. Het was vooral de afwisseling van strenge met mildere winters dat de patronen veroorzaakte. Wel werd niet uitgesloten dat effecten van de stormvloedkering op termijn wel tot uiting kunnen komen in de benthosgemeenschap (SEYS *et al.* 1994).

In Frankrijk werd een studie uitgevoerd naar het effect van de bouw van de haven van Fos op de macrobenthosgemeenschap. De effecten die werden opgetekend waren voornamelijk een gevolg van de hogere troebelheid in het water ten gevolge van de baggerwerken. Maar ook de vervuiling nam toe tengevolge van de zich ontwikkelende industrie. Na de voltooiing van de werken werd op een aantal locaties (tot op 35m diepte) geen nieuw evenwicht bereikt (SALEN-PICARD *et al.* 1997).

Een benthosgemeenschap vertoont grote seizoenale en inter-jaarlijkse fluctuaties en de reacties op ingrepen zijn daarenboven soortspecifiek. Dit maakt dat het vaak moeilijk is om patronen in densiteit/biomassa toe te schrijven aan welbepaalde ingrepen, zeker wanneer deze ingrepen zich gradueel voordoen.

Effecten op het vogelbestand

Ten zuiden van de strekdam

In het gebied tussen de strekdam en de containerkade veranderde één en ander in het vogelbestand. Niet alle wijzigingen waren echter voorspeld of liepen zoals verwacht.

Echt grote groepen Bonte Strandlopers werden niet meer waargenomen op het Groot Buitenschoor, maar de aanwezige overwinteraars blijven bij voorkeur op het slik ten zuiden van de strekdam. Het aantal Scholeksters verminderde eveneens, maar ook voor deze soort blijft het grootste aantal in deze zone foerageren. Het aantal Wulpen nam toe, de zone onder de strekdam blijft benut maar net ten noorden van de strekdam is nu meer in trek.

Door wijzigingen in het sedimentatiepatroon werd het gebied ten zuiden van de strekdam meer uitgesproken tweedelig: een relatief slibrijker deel aan landzijde en een verder verzandend gedeelte rivierwaarts. Het zandige gedeelte wordt nu, in tegenstelling tot

vroeger ook benut door rustende eenden en ganzen. Dit heeft echter vermoedelijk meer te maken met de verzadiging van de Ballastplaat dan met de wijzigingen ten gevolge van de bouw van de containerterminal.

Algemeen kunnen we dus stellen dat de functie van het gebied ten zuiden van de strekdam als rustplaats voor overwinterende eenden en ganzen toenam. De functie als foerageergebied voor overwinterende en residente benthivoren is er evenmin op verminderd door de verstoring van de terminal.

De terugkeer van de Bontbekplevier, de Oeverloper en de Rosse Grutto, die meer ook in het zuidelijk gedeelte van slik zitten, is daarentegen minder overtuigend. De Kemphaan en de Watersnip zijn helemaal niet meer terug gekomen. Het Groot-Buitenschoor is mogelijks een minder aantrekkelijke stop-over plaats geworden voor doortrekkende steltlopers door de rustverstoring op het slik die gepaard gaat met de activiteiten op en rond de containerterminal.

Ten noorden van de strekdam

Ook hier werd de impact van de verstoring blijkbaar overschat, de aantallen Bergeenden verminderden niet echt evenmin als het aantal in het schor foeragerende ganzen.

Algemeen

Bontbekplevier, Oeverloper en Rosse Grutto, Kemphaan en Watersnip maken minder gebruik van het gebied. Het Groot-Buitenschoor is mogelijks een minder aantrekkelijke stop-over plaats geworden voor doortrekkende steltlopers door de rustverstoring op het slik die gepaard gaat met de activiteiten op en rond de containerterminal.

Aanvankelijk waren er geen ruiende Bergeenden meer op het Groot Buitenschoor en zag het ernaar uit dat er een verschuiving was naar de plaat van Valkenisse. Het is echter twijfelachtig of dit echt met de verstoring door de terminal te maken had. In de zomer van 2002 waren er weer 600 ruiende Bergeenden, de toekomst zal uitwijzen of dit éénmalig was, of dat het Groot Buitenschoor weer een vast ruigebied is voor de Bergeend.

8. Referenties

AMINAL (1995). Vlarem titel II: Besluit van de Vlaamse Regering houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne. De Boeck & Lancier, Brussel.

Anoniem (2001a). Jaarverslag 2000. Maatschappij voor het Grond en Industrialisatiebeleid van het Linkerscheldeoevergebied c.v.

Anoniem (2001b). LIFE project on Contaminated Sediments. Interim Report 2-Task 3: Field testing of a common methodology. Second campaign-April 2001.

Antrop M. & Van der Reest P. (2001). Het landschap van de Schelde. De levende natuur: De Schelde een rivier met vele gezichten 2: 42-48.

Appelby A.G. & Brinkhurst R.O. (1970). Defecation rate of three tubificid Oligochaets found in sediments of Toronta Harbour, Ontario. J.Fish.Res.Bd Can 27: 1971-1982.

Armonies W. (1996). Changes in distribution patterns of O-group bivalves in the Wadden Sea: byssus-drifting releases juveniles from the constraints of hydrography. Netherlands Journal of Sea Research 35: 323-334.

Armonies W. & Hellwig-Armonies M. (1992). Passive settlement of *Macoma balthica* spat on tidal flats of the Wadden Sea and subsequent migration of juveniles. Netherlands Journal of Sea Research 29: 4: 371-378.

Atkinson P., Crooks S., Grant A. & Rehfish M. (2001). The success of creation and restoration schemes in producing intertidal habitat suitable for waterbirds. Rapportnummer nr. 425. PE1 1UA, Peterborough, UK .

Bachelet G. (1980). Growth and recruitment of the tellinid bivalve *Macoma balthica* at the southern limit of the geographical distribution, the Gironde estuary (SW France). Marine Biology 59: 105-117.

Bachelet G. (1986). Recruitment and year-to year variability in a population of *Macoma balthica* (L.). Hydrobiologia 142: 233-248.

Baeyens W., van Eck B., Lambert C., Wollast R. & Goeyens L. (1998). General description of the Scheldt estuary. Hydrobiologia 366: 1-14.

Baumard P., Budzinski H. & Garrigues P. (1998a). PAHs in Arcachon Bay, France: origin and biomonitoring with Caged organisms. Marine Pollution Bulletin 36: 8: 577-586.

Baumard P., Budzinski H., Garrigues P., Narbonne J.F., Brugeot T., Mischel X. & Bellocq J. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (Mytilus sp.) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. Marine Environmental Research 47: 415-439.

Baumard P., Budzinski H., Garrigues P., Sorbe J.C., Burgeot T. & Bellocq J. (1998b). Concentrations of PAHs (Polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediment and to trophic level. Marine Pollution Bulletin 36: 12: 951-960.

Berrevoets C. M., Strucker R. C. W & Floor A. A. *et al.* (2003). Watervogels in de Zoute Delta 2001/2002. Rapport RIKZ 2003.001. Bestelcode Bestel 2003. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Middelburg.



Berrevoets C. M., Strucker R. C. W. & Meininger P. L. (1999). Watervogels in de zoute delta 1997/98. Rapport RIKZ-99.001. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Berrevoets C. M., Strucker R. C. W. & Meininger P. L. (2000). Watervogels in de zoute delta 1998/99. Rapport RIKZ-2000.003. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Berrevoets C. M., Strucker R. C. W. & Meininger P. L. (2001). Watervogels in de Zoute Delta 1999/2000. Rapport RIKZ 2001.001. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Berrevoets C. M., Strucker R. C. W. & Meininger P. L. (2002). Watervogels in de Zoute Delta 2000/2001. Rapport RIKZ 2002.002. Bestelcode Bestel 2002. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Bervoets L., Schneiders A. & Wils C. (1996). Bekken van de Beneden-Zeeschelde. Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in Vlaanderen Deel VII. P. Thomas, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur (LIN), Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer (AMINAL), Afdeling Water, Brussel.

Beukema J.J. (1981). De kokkel, een dynamische soort. Waddenbulletin 16: 3: 122-127.

Beukema J.J. (1985). Zoobenthos survival during severe winters on high and low tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Marine Biology of polar regions and effects of stress on marine organisms 351-361.

Beukema J.J. (1987). Influence of the predatory polychaete Nephtys hombergii on the abundance of other polychaetes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 40: 95-101.

Beukema J.J. (1989). Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchunen 43: 405-415.

Beukema J.J. (1993). Successive changes in distribution patterns as an adaptive strategy in the bivalve *Macoma balthica* (L.) in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchunen 47: 287-304.

Beukema J.J. & de Vlas J. (1989). Tidal-current transport of thread-drifting postlarval juveniles of the bivalve *Macoma balthica* from the Wadden Sea to the North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 52: 193-200.

Beukema J.J., Essink K. & Dekker R. (2000). Long-term observations on the dynamics of three species of polychaetes living on tidal flats of the Wadden Sea: the role of weather and predator-prey interactions. Journal of Animal Ecology 69: 31-44.

Bijkerk R. & Dekker P. I. (1990). De draadworm *Heteromastus filiformis* (Polychaeta). Ecologisch profiel. Hoofddirectie Waterstaat. Afdeling Rijkswateren AH, Haren.

Bjork M. (1995). Bioavailability and uptake of hydrophobic organic contaminants in bivalve filter-feeders. Ann. Zool. Fennici 32: 237-245.

Blomert A. M. (2002). De samenhang tussen bodemgesteldheid, droogligtijd en foerageerdichtheid van vogels binnen de intergetijdenzone. Rapportnummer 330. Altenburg en Wymenga, Veenwouden, Nl.

Bordin G., McCourt J. & Rodriguez A. (1994). Trace metals in the marine bivalve *Macoma balthica* in the Westerschelde estuary, the Netherlands. Part 2: intracellular partitioning of copper, cadmium, zinc and iron - variations of the cytoplasmic metal concentrations in natural and in in-vitro contaminated clams. The science of the total environment 151: 113-124.

Bourgoin B.P. (1990). Myitlus edulis shell as a bioindicator of lead pollution: considerations on bioavailability and variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61: 253-262.

Boyden C.R. & Little C. (1973). Faunal distribution in soft sediments of the Severn estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 1: 203-223.

Bryan G.W. & Hummerstone L.G. (1973). Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of Zinc and Cadmium. J. mar. biol. Ass. U.K. 53: 839-857.

Buchanan J.B. & Warwick R.M. (1974). An estimate of benthic macrofaunal production in the offshore mud of the Northumberland coast. J. mar. biol. Ass. U.K. 54: 197-222.

Cadée G.C. (1979). Sediment reworking by the polychaete *Heteromastus filiformis* on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 13: 3/4: 441-456.

Chambers M.R. & Milne H. (1975a). Life cycle and production of *Nereis diversicolor* O.F. Müller in the Ythan Estuary, Scotland. Estuarine and Coastal Marine Science 3: 133-144.

Chambers M.R. & Milne H. (1975b). The production of *Macoma balthica* (L.) in the Ythan Estuary. Estuarine and Coastal Marine Science 3: 443-455.

Claessens J. & Meyvis L. (1994). Overzicht van de tijwaarnemingen in het zeescheldebekken gedurende het decennium 1981-1990. Antwerpse Zeehavendienst, Antwerpen.

Commito J.A. (1982). Effects of Luniata heros predation on the population dynamics of *Mya arenaria* and *Macoma balthica* in Maine, USA. Marine Biology 69: 187-193.

Criel B., Muylaert W., Hoffmann M., De Loose L. & Meire P. (1999). Vegetatiemodellering van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99.12. Instituut voor Natuurbehoud (IN); Universiteit Gent (RUG), Brussel; Gent.

Dales R.P. (1951). An annual history of a population of *Nereis diversicolor* O.F. Muller. Biol. Bull. 101: 131-137.

De Deckere E., De Cooman W., Florus M. & Devroede-Vander Linden M. P. (2001). Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade. Devroede-Vander Linden,M.P., Brussel.

De Neve L., Ysebaert T., Meire P. & Kuijken E. (1998). Het macrobenthos van het sublitoraal (sic) van de Beneden Zeeschelde (1996-1997). Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98.17. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Deman R. (1992). De waadvogels in het natuurreservaat "Groot Buitenschoor" te Zandvliet. De Wielewaal 58: 164-165.

Derdaele B (2001). Ruimtelijke verspreiding van Oligochaeten in de zachte sedimenten van de Zeeschelde, Rupel, Dijle, Zenne en Nete.

Develter D., Kuijken E. & Meire P. (1987). Ministerie van Openbare Werken, Bestuur der waterwegen, Dienst Ontwikkeling Linker Scheldeoever, Antwerpen.

Devos K., Ysebaert T. & Kuijken E. (2001). Watervogels in Vlaanderen tijdens het winterhalfjaar 1997/1998. Waterbirds in Flanders (Belgium) during the winter 1997/1998. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2001.10. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Devos K. (red.) (2002). Vogelnieuws. Ornithologische nieuwsbrief van het Instituut voor natuurbehoud 4. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Díez JG., Soto M., Cantón L., Vaquero C. & Marigómez I. (2000). Hediste (Nereis) diversicolor as a bioindicator of metal and organic chemical bioavailability: A field study. Ecological and Environmental Restoration 3: 1: 7-15.

Ecolas (1993). Containerterminal-Noord MER. ECOLAS, Antwerpen.

Esselink P., Van Belkum J. & Essink K. (1989). The effect of organic pollution on local distribution of *Nereis diversicolor* and *Corophium volutator*. Netherlands Journal of Sea Research 23: 3: 323-332.

Essink K. (1999). Dispersal and development of *Marenzelleria* sp. (Polychaeta, Spionidae) populations in NW Europe and the Netherlands. Helgoländer Meeresuntersuchunen 52: 367-372.

Essink K. & Beukema J.J. (1986). Long-term change in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. Hydrobiologia 142: 209-215.

Essink K. & Kleef H.L. (1993). Distribution and life cycle of the North American Spionid Polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems estuary. In: Meire P. & Vincx M. Marine and estuarine gradients . Netherlands Journal of Aquatic Ecology. pp. 237-246.

Fenchel T., Kofoed L.H. & Lappanainen A. (1975). Particle size-selection to two deposit feeders: the amphipod *Corophium volutator* and the prosobranch *Hydrobia ulvae*. Marine Biology 30: 119-128.

Fettweis M., Sas M., Monbaliu J. & Taverniers E. (1997). Langdurige meting van slibconcentratie, saliniteit en temperatuur te Prosperpolder (beneden Zeeschelde). Water 92: 15-26.

Field J.G., Clarke K.R. & Warwick R.M. (1982). A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. Mar. Ecol. Prog. Ser. 8: 37-52.

Fish J.D. & Mills A. (1979). The reproductive biology of *Corophium volutator* and C. arenarium (Crustacea: amphiphoda). J. mar. biol. Ass. U.K. 59: 355-368.

Gamble J.C. (1970). Anaerobic survival of the crustaceans *Corophium volutator*, C. arenarium and Tanais chevreuxi . J. mar. biol. Ass. U.K.. 50: 657-671.

Gerdol V. & Hughes R.G. (1994). Feeding behavior and diet of *Corophium volutator* in an estuary in southeastern England. Mar. Ecol. Prog. Ser. 114: 103-108.

Gilbert M.A. (1977). The behavior and functional morphology of deposit feeding in *Macoma balthica* (Linné, 1758) in New England. J.Moll.Stud. 43: 18-27.

Gilbert M.A. (1978). Aspects of the reproductive cycle in *Macoma balthica* (L.). The Nautilus 92: 1: 21-24.

Goerke H. (1966). Nahrungsfiltration von *Nereis diversicolor* O.F. Müller (Nereidae, Polychaeta). Veröffentl.Inst.Meeresforsch 10: 49-58.

Gordon N. D., McMahon T. A. & Finlayson B. L. (1992). Stream Hydrology: an introduction for ecologists. Wiley, Chichester.

Goss-Custard J.D., Warwick R.M., Kirby R., McGrorty S., Clarke R.T., Perason B., Rispin W.E., Le V., Dit Durell S.E.A. & Rose R.J. (1991). Towards predicting wading bird densities from predicting prey densities in a post-barrage Severn estuary. J. Applied Ecol 28: 1004-1026.

Graham M.H. (2001). Statistical significance versus fit: estimating the importance of individual factors in ecological analysis of variance. Oikos 93: 505-513.

Günter C.-P. (1991). Settlement of *Macoma balthica* on an intertidal sandflat in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 767: 73-79.

Günter C.-P. (1992). Dispersal of intertidal invertebrates -a strategy to react to disturbances of different scales. Netherlands Journal of Sea Research 30: 45-56.

Hartmann-Schröder G. (1971). Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. Tierwelt Deutschlands 58: 1-594.

Hartmann-Schröder G. (1983). The ragworm *Nereis diversicolor.* In: Kühl H. & Wolff W.F. Ecology of the Wadden Sea. 1 4. Balkema, Rotterdam. pp. 113-114.

Havard M. S. C (1991). Temporal changes in trace metal levels in the polychaete *Nereis diversicolor* O.F. Müller from two Britisch estuaries with contrasting sedimentary metal concentrations. Olsen & Olsen, University of Caen, France.

Hayward P. J. & Ryland J. S. (1995). Handbook of the marine fauna of North-West Europe. Oxford University, Oxford.

Heip C., Herman P.M.J. & Soetaert K. (In press). Indices of diversity and evenness. Oceanis

Heip C. & Herman R. (1979). Production of *Nereis diversicolor* O.F. Müller (Polychaeta) in a shallow brackish-water pond. Estuarine and Coastal Marine Science 8: 297-305.

Herman P.M.J., Middelburg J., Van de Koppel J. & Heip C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. Adv.Ecol.Res. 29: 195-240.

Hill M. O. (1979). TWINSPAN: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes. Cornell University, Ithaca.

Hoffmann M. (1993). Vegetatiekundig-ecologisch onderzoek van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde met vegetatiekartering: voorlopige versie. Universiteit Gent (UG), Laboratorium Morfologie, Systematiek & Ecologie van de Planten, Gent.

Honkoop P.J.C. & van der Meer J. (1997). Reproductivity output of *Macoma balthica* population in relation to winter-temperature and intertidal-height mediated changes of body mass. Marine Ecology Progress Series 149: 155-162.

Hughes R.G. (1988). Dispersal by benthic invertebrates: the in situ swimming behavior of the amphipod *Corophium volutator*. J. mar. biol. Ass. U.K.. 68: 565-579.

IMDC (2001). Studie in het kader van de habitat -en vogelrichtlijngebieden langsheen de Beneden-Zeeschelde. Evaluaties m.b.t. het terugstorten van baggerspecie in de Beneden-Zeeschelde. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur. Administratie Waterwegen en Zeewezen. Afdeling Maritieme Schelde.

Jongman R. H. G., Ter Braak C. J. F. & van Tongeren O. F. R. (1987). Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.

Kent M. & Coker P. (1992). Vegetation description and analysis: a practical approach. CRC, Boca Raton.

Kube J., Zettler M.L., Gosselck F., Ossig S. & Powilleit M. (1996). Distribution of *Marenzelleria viridis* (polychaeta: Spionidae) in the southwestern Balthic Sea in 1993/94 - ten years after introduction. Sarsia 81: 131-142.

Lam P, Richardson B & Wu R (1999). Introduction to Ecotoxicology. Blackwell Science, Inc, Des Connell. School of Public Health. Griffith University, Queensland, Australia.

Lambshead P.J.D., Platt H.M. & Shaw K.M. (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. Journal of Natural History 17: 859-874.

Leloup E. & Konietzko B. (1956). Recherches biologique sur les eaux saumâtres du bas-escaut. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen Mededelingen

Linke P. (1939). Die Biota des Jadebusenwattes. Helgoländer wiss. Meersuntersuch 1: 201-348.

Ludwig J. A. & Reynolds J. F. (1988). Statistical ecology, a primer on methods and computing. A Wiley-interscience publication.

Maebe J. & Van der Vloet H. (1953). Kluten aan de Beneden-Schelde. De Wielewaal 19: 63-66.

McCune B. & Mefford M.J. (1995). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. In: MjM Software design. Gleneden Beach, Oregon, USA.

McLusky D.S. (1967). Some effects of salinity on the survival, moulting, and growth on *Corophium volutator* (amphipoda). J. mar. biol. Ass. U.K.. 47: 607-617.

McLusky D.S. (1968a). Aspects of osmotic and ionic regulation in *Corophium volutator* (Pallas). J. mar. biol. Ass. U.K. 48: 769-781.

McLusky D.S. (1968b). Some effects of salinity on the distribution and abundance of *Corophium volutator* in the Ythan estuary. J. mar. biol. Ass. U.K. 48: 443-454.

McLusky D.S. (1970). Salinity preference in *Corophium volutator*. J. mar. biol. Ass. U.K. 50: 747-752.

Mclusky D.S. (1993). Marine and estuarine gradients- An overview. In: Meire P. & Vincx M. Marine and estuarine gradients. Netherlands Journal of Aquatic Ecology. pp. 489-493.

McLusky D.S., Hull S.C. & Elliott M. (1993). Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth estuary. In: Meire P. & Vincx M. Marine and estuarine gradients. Netherlands Journal of Aquatic Ecology. pp. 101-109.

Meininger P. L., Arts F. A., Lilipaly S. J., Strucker R. C. W. & Wolf P. A. (2001). Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 2000. Werkdocument RIKZ/OS/2001.810X. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Meininger P. L., Berrevoets C. M. & Strucker R. C. W. (1995). Watervogels in de Zoute Delta 1991-94. Rapport RIKZ 95.025. Bestelcode Bestel 2002. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Meininger P. L., Berrevoets C. M. & Strucker R. C. W. (1996). Watervogels in de zoute delta 1994/1995. Rapport RIKZ-96.009. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Den Haag; Middelburg.

Meininger P. L., Berrevoets C. M. & Strucker R. C. W. (1997). Watervogels in de zoute delta 1995/96. Rapport RIKZ-97.001. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Meininger P. L., Berrevoets C. M. & Strucker R. C. W. (1998). Watervogels in de zoute delta 1996/97. Rapport RIKZ-98.001. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Meininger P.L., Blomert A.-M. & Marteijn E.C.L. (1991). Watervogelsterfte in het Deltagebied, Z.W.-Nederland, gedurende de drie koude winters van 1985, 1986 en 1987. Limosa 64: 89-102.

Meininger P. L. & Strucker R. C. W. (2001). Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2000. Rapport RIKZ 2001.015. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (RWS), Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) , Middelburg.

Meire P., Deman R., Voet H. & Ysebaert T. (1990). Het Groot Buitenschoor. Een uniek gebied langs de Beneden Schelde: Hoe lang nog? Natuurreservaten 12: 5: 4-7.

Meire P., Rossaert G., De Regge N., Ysebaert T. & Kuijken E. (1992). Het Schelde-estuarium: ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. Rapportnummer RUG-WWE nr 28;IN-A 92.57. RUG, Gent.

Meire P., Seys J., Buijs J. & Coosen J. (1994). Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier? Hydrobiologia 282/283: 157-182.

Meire P., Seys J., Ysebaert T. & Coosen J. (1991). A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. in Elliot, M. & J.P. Ducrotoy (Eds) Estuaries and Coasts: spatial and temporal intercomparisons. Olson & Olson, Fredensborg 221-230.

Meire P., Seys J., Ysebaert T., Meininger P.L. & Baptist H.J.M. (1989). A changing delta: effects of large coastal engeneering works of feeding ecological relationships as illustrate by waterbirds. In: Hooghart J.C. & Posthumus C.W.S. Hydro-ecological relations in the Delta

waters of the South-West Netherlands. TNO Committee on Hydrological Research Proc. and Information's. 41., Den Haag. pp. 109-145.

MeiSner K. & Bick A. (1997). Population dynamics and ecoparasitological surveys of *Corophium volutator* in coastal waters in the Bay of Mecklenburg (southern Balthic Sea). Diseases of Aquatic organisms 29: 169-179.

Mettam C. (1981). Survival strategies in estuarine animals. In: Jones N.V. & Wolff W.J. Feeding and surviving strategies of estuarine organisms. Plenum Press, New York, London.

Mettam C., Santhanam V. & Havard M.S.C. (1982). The oogenic cycle of *Nereis diversicolor* under natural conditions. J. mar. biol. Ass. U.K. 62: 637-645.

Michaelis H. (1983). Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers EMS and Weser. In: Wolff W.J. Marine Zoology. 4. Balkema, Rotterdam. pp. 158-189.

Michaelis H., Fock H., Grotjahn M. & Post D. (1992). The status of intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. Neth. J. Sea Res. 30: 201-207.

Mills A. & Fish J.D. (1980). Effects of salinity and temperature on *Corophium volutator* and C. arenarium (Crustacea: Amphipoda), with particular reference to distribution. Marine Biology 58: 153-161.

Moens T., Herman P. & Ysebaert T. (2001). Eten en gegeten worden in het Schelde-estuarium. De levende natuur: De Schelde een rivier met vele gezichten 2: 52-55.

Moser M., Prentice R.C. & van Vessem J. (1993). Waterfowl and wetland conservation in the 1990s: a global perspective. In: International Waterfowl and Wetlands Research Bureau (IWRB)., Slimbridge.

Muus B.J. (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone. Meddl. Danmarks Fisk. Havundersog. 5: 1: 1-316.

Muylaert K., Sabbe K. & Vyverman W. (2000). Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). Estuarine, Coastal and shelf Science 50:

Möller P. & Rosenberg R. (1982). Production and abundance of the amphipod *Corophium volutator* on the West coast of Sweden. Netherlands Journal of Sea Research 16: 127-140.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1992). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslag 1990/91 en 1991/92. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting Zeeuws Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1993). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslag 1992/93. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting het Zeeuwse Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1994). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslag 1993/94. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting het Zeeuwse Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1995). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslag 1994/95. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting het Zeeuwse Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1996). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslag 1995/96. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting het Zeeuwse Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut Stichting het Zeeuwse Landschap (1999). Vogelonderzoek in het Verdronken Land van Saeftinghe. Jaarverslagen 1996/1997 en 1997/1998. Natuurbeschermingsvereniging de Steltkluut, Stichting het Zeeuwse Landschap, Philippine/ Antwerpen.

Oberdörster E., Martin M., Ide C.F. & McLachlan J.A. (1999). Benthic Community Structure and Biomarker Induction in Grass Shrimp in an Estuarine System. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 37: 512-518.

Olafsson E.B. (1986). Density dependence in suspension-feeding and deposit-feeding populations of the bivalve *Macoma balthica*: a field experiment. Journal of Animal Ecology 55: 517-526.

Omori K. & Tanaka M. (1984). Life history trait changes among four seasonal generations of the mud flat amphipod, *Corophium volutator*. Physiol. Ecol. japan 21: 89-114.

Peer D.L., Linkletter L.E. & Hicklin P.W. (1986). Life history and reproductive biology of *Corophium volutator* (crustacea: amphipoda) and the influence of shorebird predation on population structure in Chignecto bay, bay of fundy, Canada. Netherlands Journal of Sea Research 20: 4: 359-373.

Pieters T., Storm C., Walhout T. & Ysebaert T. (1991). Het Schelde-Estuarium, méér dan een vaarweg. Ministerie van verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Dienst getijdewateren, Directie Zeeland, Middelburg.

Ratcliffe P.J., Jones N.V. & Walters N.J. (1981). The survival of *Macoma balthica* (L.) in mobile sediments. In: Feeding and survival strategies of estuarine organisms. pp. 91-108.

Reading C.J. & McGrorty S. (1978). Seasonal variations in the burying depth of *Macoma balthica* (L.) and its accessibility to wading birds . Estuarine and Coastal Marine Science 6: 135-144.

Regoli F., Hummel H., Amiard-Triquet C., Larroux C. & Sukhotin A. (1998). Trace Metals and Variations of Antioxidant Enzymes in Arctic Bivalve Populations. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 35: 594-601.

Reise K. (1979). Spatial configurations generated by motile benthic polychaetes. Helgoländer Meeresuntersuchunen 32: 55-72.

Reise K. (1983). Biotic enrichment of intertidal sediments by experimental aggregates of the deposit-feeding bivalve *Macoma balthica*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 229-236.

Reise K. (1985). Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Ecological studies 54:

Reynoldson T.B. (1987). Interaction between sediment contaminants and benthic organisms. Hydrobiologia 149: 53-66.

Rhoads D.C. (1974). Organism-sediment relations on the muddy seafloor. Ann.Rev.mar.biol. 12: 263-300 .

Riedel G.F., Sanders J.G. & Osman R.W. (1999). Biogeochemical control on the flux of trace elements from estuarine sediments: effects of seasonal and short-term hypoxia. Marine Environmental Research 47: 4: 349-372.

Roast S.D., Widdows J. & Jones M.B. (1999). Scope for growth of the estuarine mysid *Neomysis integer* (Peracarida:Mysodacea): effects of the organophosphate pesticide chloropyrifos¸. Mar. Ecol. Prog. Ser. 191: 233-241.

Roast S.D., Widdows J. & Jones M.B. (2000). Disruption of swimming in the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* (Peracarida: Mysidacea) by the organophosphate pesticide chloropyrifos. Aquatic Toxicology 47: 227-241.

Robineau R. (1987). Caractérisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire. Vie et Milieu 37: 67-76.

Rose P. M. (1995). Western Palearctic and South-West Asia waterfowl census 1994. IWRB Publication 35., Slimbridge.

Rose P. M. & Scott D. A. (1994). Waterfowl Population Estimates. IWRB Publication 29., Slimbridge.

Rose P. M. & Scott D. A. (1997). Waterfowl Population Estimates. Wetlands International Publication 44., Wageningen.

Salen-Picard C., Bellan G., Bellan-Santini D., Arlhac G. & Marquet R. (1997). Changement à long terme dans une communauté benthique d'un golfe méditerranéen (golfe de Fos). Oceanologica Acta 20: 1: 299-310.

Schaffer P.L. (1983). Population ecology of *Heteromastus filiformis* (Polychaeta: Capitellidae). Netherlands Journal of Sea Research 17: 106-125.

Schaminée J. H. J., Stortelder A. H. F. & Westhoff V. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 1: inleiding tot de plantensociologie -grondslagen, methoden en toepassingen. De vegetatie van Nederland; 1. Opulus, Uppsala.

Schelde InformatieCentrum (SIC) (1999). De ScheldeAtlas. Een beeld van een estuarium. Schelde InformatieCentrum, Nederland.

Scott D. A. & Rose P. M. (1996). Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International. Wageningen.

Searle S. R., Casella G. & McCulloch C.E. (1992). Variance components. Wiley and Sons, New York.

Seys J., Meire P., Coosen J. & Craeymeersch J.A. (1994). Long-term changes (1979-89) in the intertidal macrozoobenthos of the Oosterschelde estuary: are patterns in total density, biomass and diversity induced by the construction of the storm-surge barrier? Hydrobiologia 282/283: 251-264.

Seys J., Vincx M. & Meire P. (1999). Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99.04. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Smit C.J. & Piersma T. (1989). Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic Flyway. In: Boyd H. & Pirot J.-Y. Flyways and reserve networks for water birds. IWRB Special Publication 9., Slimbridge. pp. 24-63.

Smith D., Hughes R.G. & Cox E.J. (1996). Predation of epipelic diatoms by the amphipod *Corophium volutator* and the polychaete *Nereis diversicolor*. Marine Ecology Progress Series 145: 53-61.

Soetaert K. & Herman P.M.J. (1994). One foot in the grave: zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands). Mar. Ecol. Prog. Ser. 105: 19-29.

Stronkhorst J., Van den Hurk P. & Smaal A. (1995). Toxiciteit van sedimenten in het Nederlandse kustwater; eerste resultaten van bioassays met oesterlarven en amphipoden. H2O 28: 13: 412-417.

Trush S.F. & Whitlach R.B. (2001). Recovery dynamcis in benthic Communities Balancing detail with Simplification. Ecological studies 151: 297-316.

Turner S.J., Trush S.F., Pridmore J.E., Hewitt J.E., Cummings V.J. & Maskery M. (1995). Are soft-sediment communities stable? Example from a windy harbor. Mar. Ecol. Prog. Ser. 120: 219-230.

Underwood A. J (1997). Experiments in ecology. Cambridge University Press.

Van Damme S., Ysebaert T., Meire P. & Van den Bergh E. (1999). Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99.24. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Van den Bergh E., Verbessem I., De Regge N., Soors J., Devos K. & Anselin A. (2002). Watervogels langs de Zeeschelde. Vogelnieuws 4: 14-18.

Van den Bergh E., Ysebaert T., Meire P. & Kuijken E. (1998). Watervogels in de internationaal beschermde gebieden van de Beneden Zeeschelde trends van 1980 tot 1997. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 98.18. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

van der Have T.M., Nieboer E. & Boere G.C. (1984). Age related distribution of Dunlin in the Dutch Wadden Sea. In: Evans P.R., Goss-Custard J.D. & Hale W.G.E. Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 160-176.

Van Steertegem M. (eindred.) (2001). Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's: MIRA-T 2001. Depotnummer D/2001/5779/137. Bestelcode Bestel 2002. Garant Uitgevers; Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), Leuven.

Vanallemeersch R., Hoffmann M. & Meire P. (In prep.). Ontwerpbeheersplan van het staatsnatuurreservaat Slikken en Schorren van Schelde en Durme.

Vanhooren H. (1989). Verspreiding van macrozoobenthos in de Westerschelde: invloed van abiotische factoren en pollutie. Rijksuniversiteit Gent, faculteit der Wetenschappen. Verhandeling voorgedragen tot het behalen van de graad van Licentiaat in de Wetenschappen (groep dierkunde), Gent.

Vecchi M., Reynoldson T.B., Pasteris A. & Bonomi G. (1999). Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): Comparison of the 28-day reproductive bioassay with an early-life-stage bioassay. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 6: 1173-1179.

Warwick R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology 92: 557-562.

Warwick R.M. & Price R. (1975). Macrofauna production in an estuarine mud-flat. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 55: 1-18.

Wetlands International (2002). Waterbird Population Estimates. Rapportnummer 12., Wageningen, The Netherlands.

Wolff W.J. (1973). The estuary as a habitat. Zoologische mededelingen 126: 157-217.

Yates M.G., Goss-Custard J.D., McGrorty S., Lakhani K.H., Le V. Dit Durell S.E.A., Clarke R.T., Rispin W.E., Moy I., Yates T., Plant R.A. & Frost A.J. (1993). Sediment characteristic, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. J. Appl. Ecol. 30: 599-614.

Ysebaert T. (2000). Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: spatio-temporal patterns at different scales. Phd thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation 16., Brussel.

Ysebaert T., De Neve L. & Meire P. (2000a). The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? J.Mar.Biol.Ass.U.K.:80-587-597.

Ysebaert T., Devos K., Anselin A., Meire P. & Kuijken E. (1999). Watervogels langs de Zeeschelde 1996/1997. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 99.10. Instituut voor Natuurbehoud (IN), Brussel.

Ysebaert T. & Herman P. (2001). Bodemdieren langsheen estuariene gradiënten. De levende natuur: De Schelde een rivier met vele gezichten 2: 74-77.

Ysebaert T., Herman P., Meire,P., Craeymeersch J., Verbeek H. & , Heip C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57: 335–355.

Ysebaert T., Meininger P.L., Meire P., Devos K., Berrevoets C.M., Strucker R.C.W. & Kuijken E. (2000b). Waterbird communities along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary, NW-Europe. Biodiversity and Conservation 9: 1275-1296.

Ysebaert T. & Meire P. (1991). Het macrozoobenthos van de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde. Rijksuniversiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud, WWE-rapport 12, Gent; Hasselt.

Ysebaert T. & Meire P. (1999). Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Rapportnummer IN 99/19. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, Belgium.

Ysebaert T., Meire P., Coosen J. & Essink K. (1998). Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems. Aquatic Ecology 32: 53-71.

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). Biologisch Jaarboek Dodonaea 64: 167-181.

Ysebaert T., Meire P., Maes D. & Buijs J. (1993). The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. Neth. J. of Aquat. Ecol. 27: 327-341.

Ysebaert T., Meire P., Maes D. & De Regge N. (1992). Het macrozoöbenthos in relatie tot de verontreinigingsgraad van sedimenten van de Westerschelde en Zeeschelde. Rapportnummer WWE-rapport 31. Universiteit Gent en Instituut voor Natuurbehoud, Gent; Hasselt.

Zhou J.L. & Rowland S.J. (1997). Evaluation of the interaction between hydrophobic organic pollutants and suspended particles in estuarine waters. Wat. Res. 31: 7: 1708-1718.

Zwarts L. & Wanink J. (1989). Siphon size and burying depth in deposit- and suspension-feeding benthic bivalves. Marine Biology 100: 227-240.

Bijlage II-1: Benaderende afstanden (m) tussen de bemonsterde locaties van het Groot Buitenschoor. De minimale en maximale afstand wordt in het vet weergegeven.

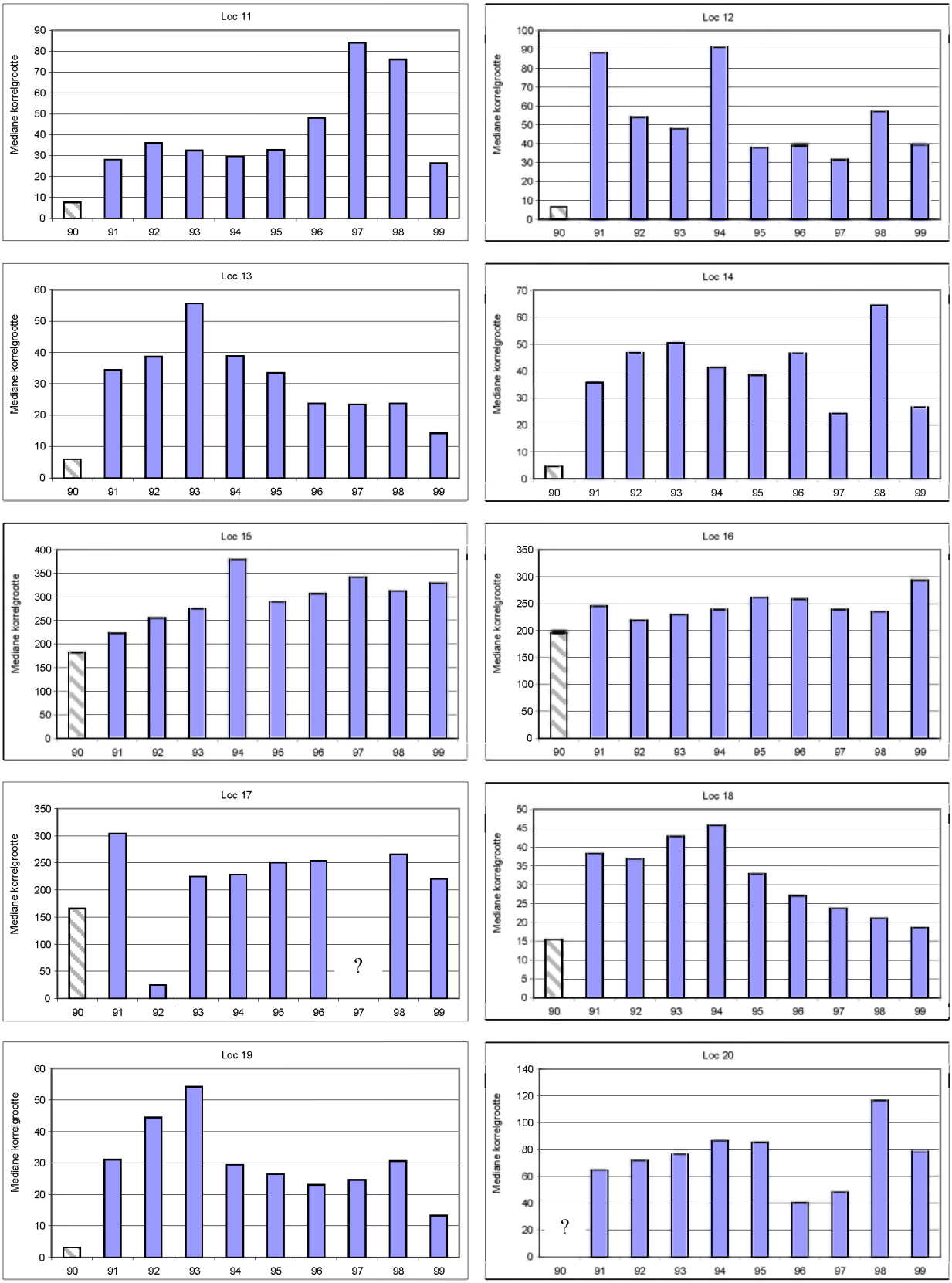
Annex II-1: Distances (m) between the sampled sites on the "Groot Buitenschoor". Minimal and maximal distance are marked bold.

	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	L	R
1	167	233	325	372	390	519	612	675	775	791	1309	1295	1266	601	1397	**2019**	1497	1698	1047	1060	1101	219	792
2		161	178	206	287	367	496	533	654	646	1195	1178	1139	434	1244	1872	1383	1578	936	940	967	103	656
3			145	276	157	321	379	455	543	573	1075	1061	1035	462	1182	1798	1264	1464	814	827	871	69	566
4				152	148	195	325	356	480	470	1021	1004	962	316	1072	1697	1208	1403	764	765	790	110	479
5					296	232	430	409	563	506	1096	1076	1018	231	1076	1710	1280	1466	848	838	840	215	535
6						216	223	311	386	428	920	905	878	404	1037	1646	1108	1308	658	671	716	187	414
7							220	178	334	282	864	844	789	207	878	1505	1048	1236	617	606	612	303	304
8								148	164	243	700	685	656	414	834	1431	888	1087	440	449	496	401	207
9									172	118	687	666	612	316	728	1345	870	1058	445	429	436	456	126
10										172	541	524	492	488	691	1273	729	925	286	287	335	563	102
11											606	582	514	368	610	1228	782	962	386	353	335	572	72
12												**32**	155	973	522	866	189	392	262	259	295	1101	563
13													124	948	493	856	205	403	250	239	266	1086	541
14														871	377	811	280	449	261	216	180	1052	485
15															871	1508	1146	1318	750	721	692	417	422
16																636	559	617	585	515	392	1178	628
17																	742	599	1072	1023	939	1800	1232
18																		206	451	444	455	1290	744
19																			653	638	628	1488	931
20																				73	202	841	328
21																					129	849	305
22																						884	311
L																							574



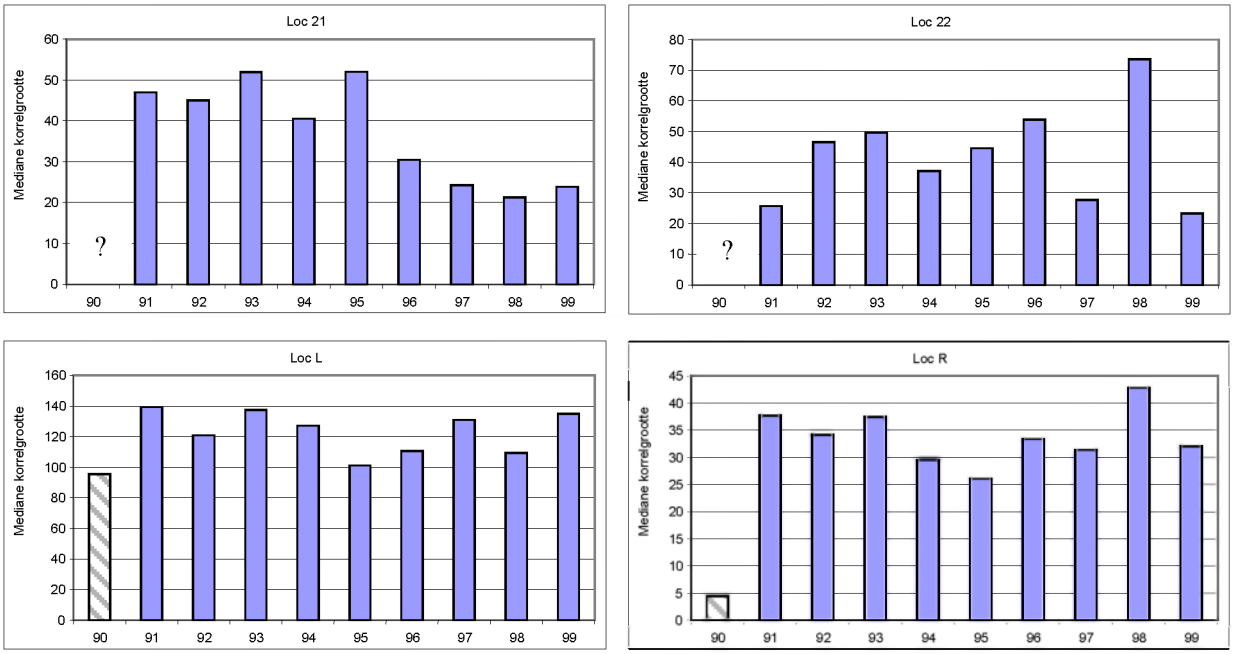
Bijlage IV-1: Mediane korrelgrootte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

Annex IV-1: Median grain size per sample site per year. "?" No data available.



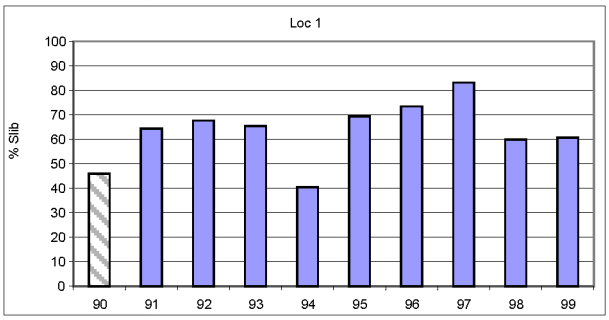
Bijlage IV-1: Mediane korrelgrootte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

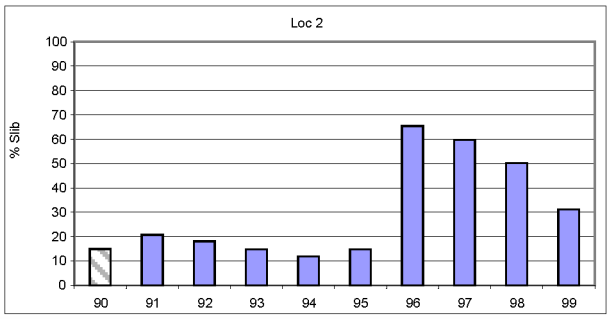
Annex IV-1: Median grain size per sample site per year. "?" No data available.

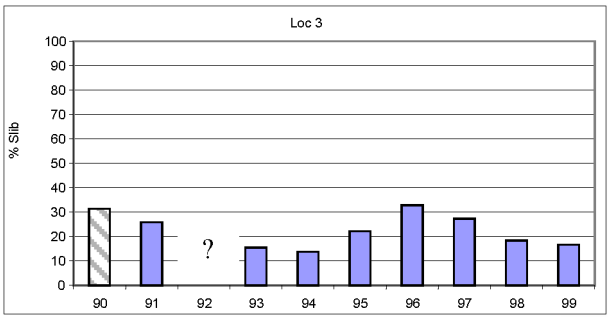


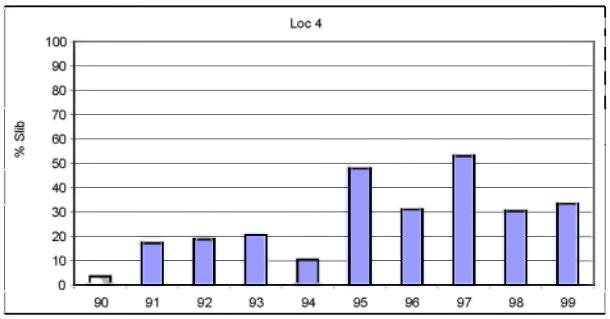
Bijlage IV-1: Mediane korrelgrootte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

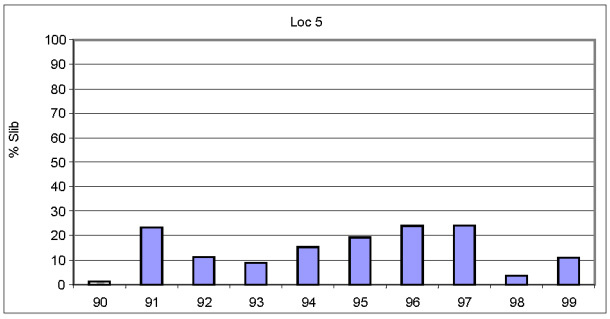
Annex IV-1: Median grain size per sample site per year. "?" No data available.

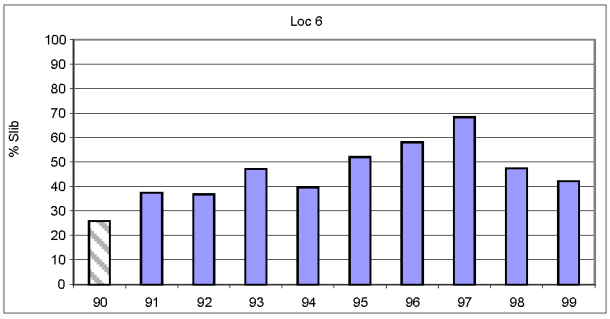


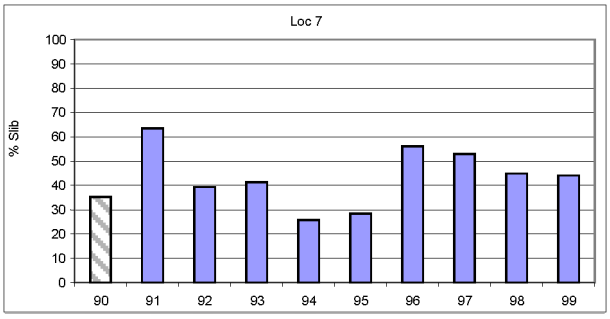


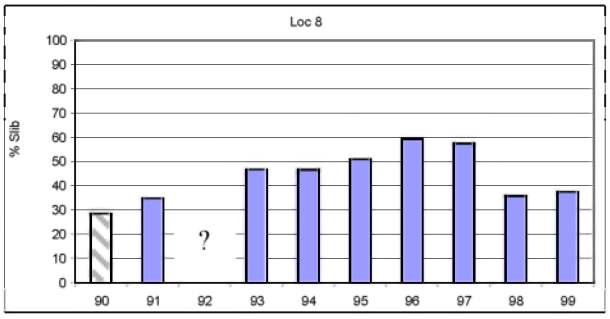


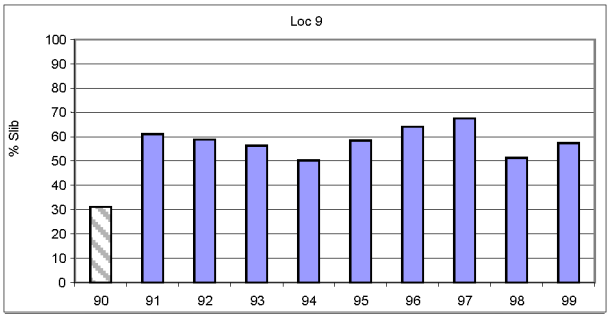


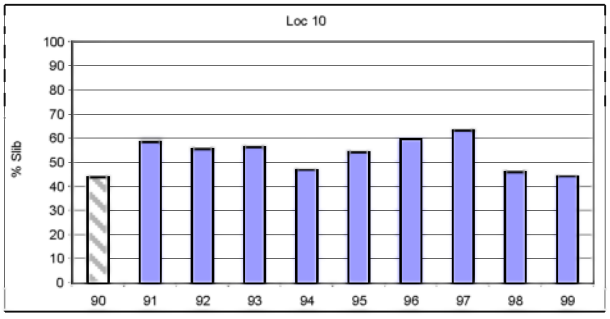










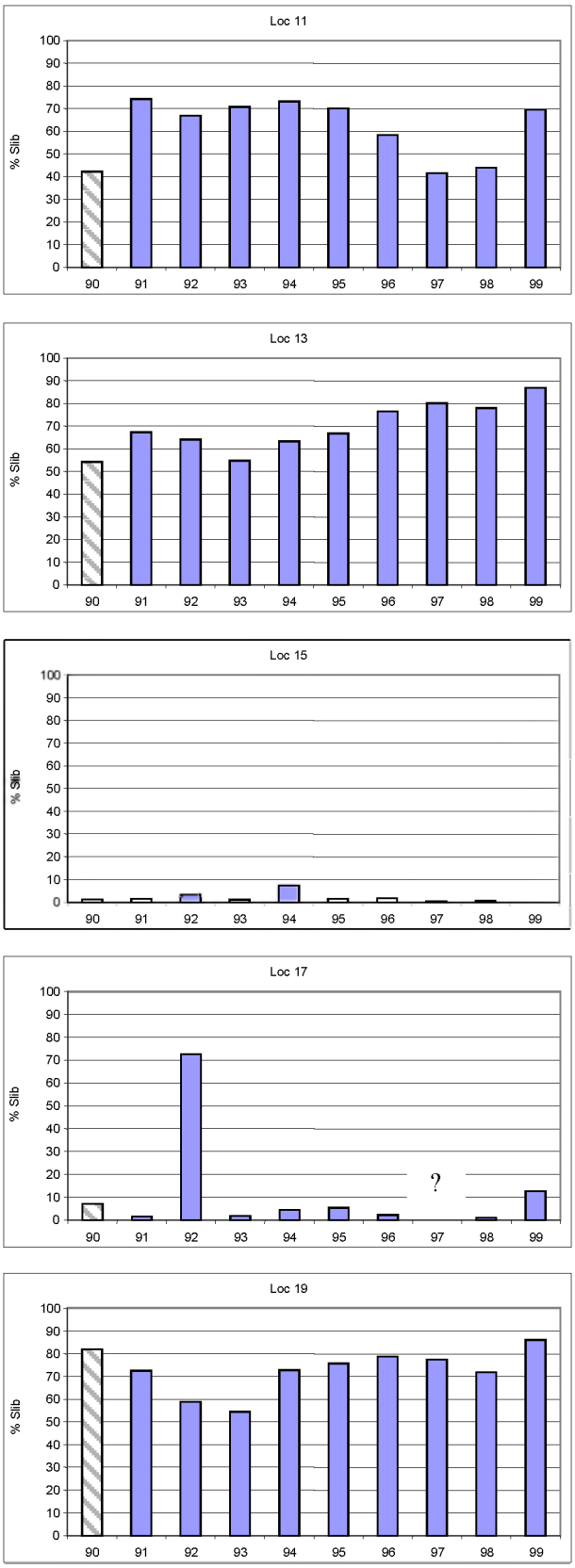


Bijlage IV-1: Slibgehalte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

Annex IV-1: Mud content per sample site per year. "?" No data available.

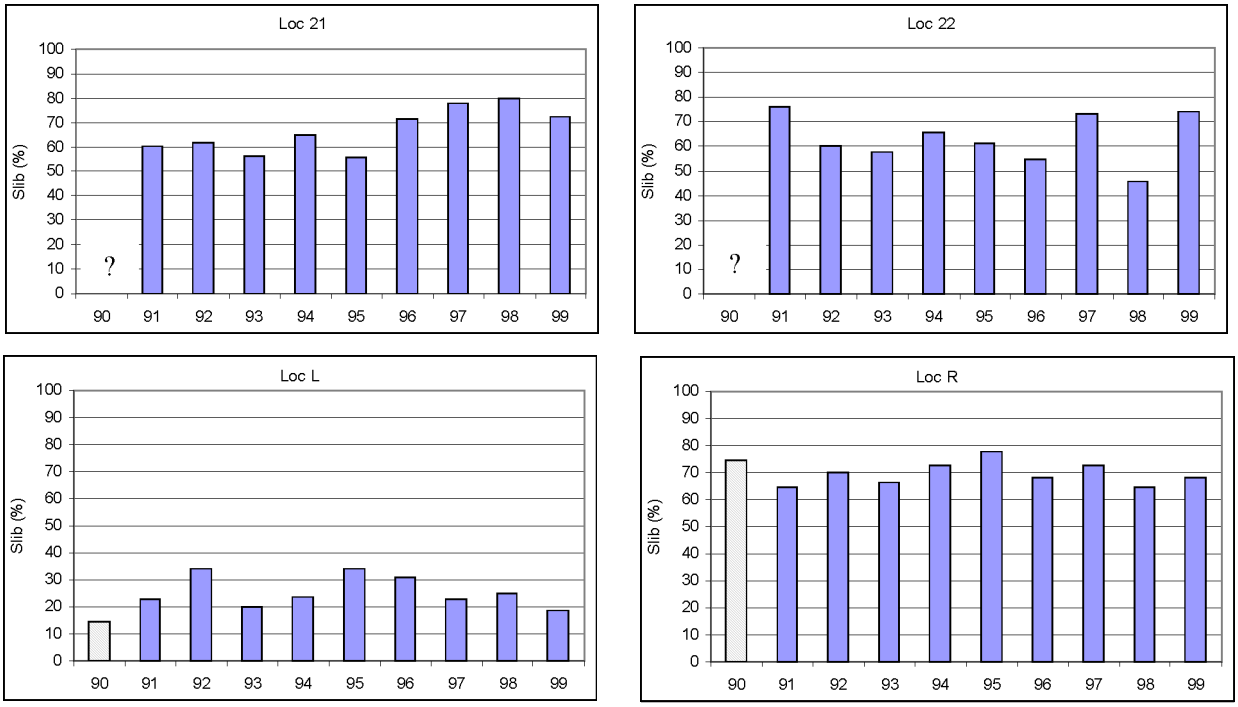
?

?



Bijlage IV-1: Slibgehalte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

Annex IV-1: Mud content per sample site per year. "?" No data available.



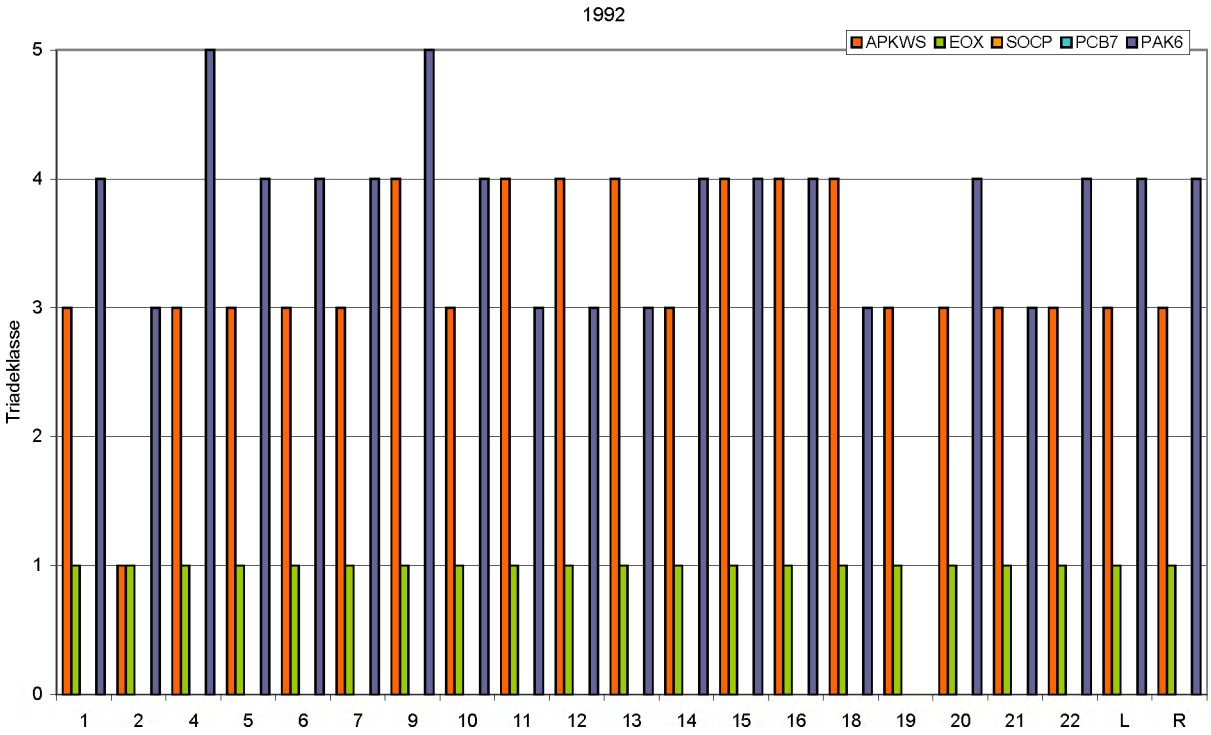
Bijlage IV-1: Slibgehalte uitgedrukt per locatie per jaar. "?" Geen gegevens beschikbaar.

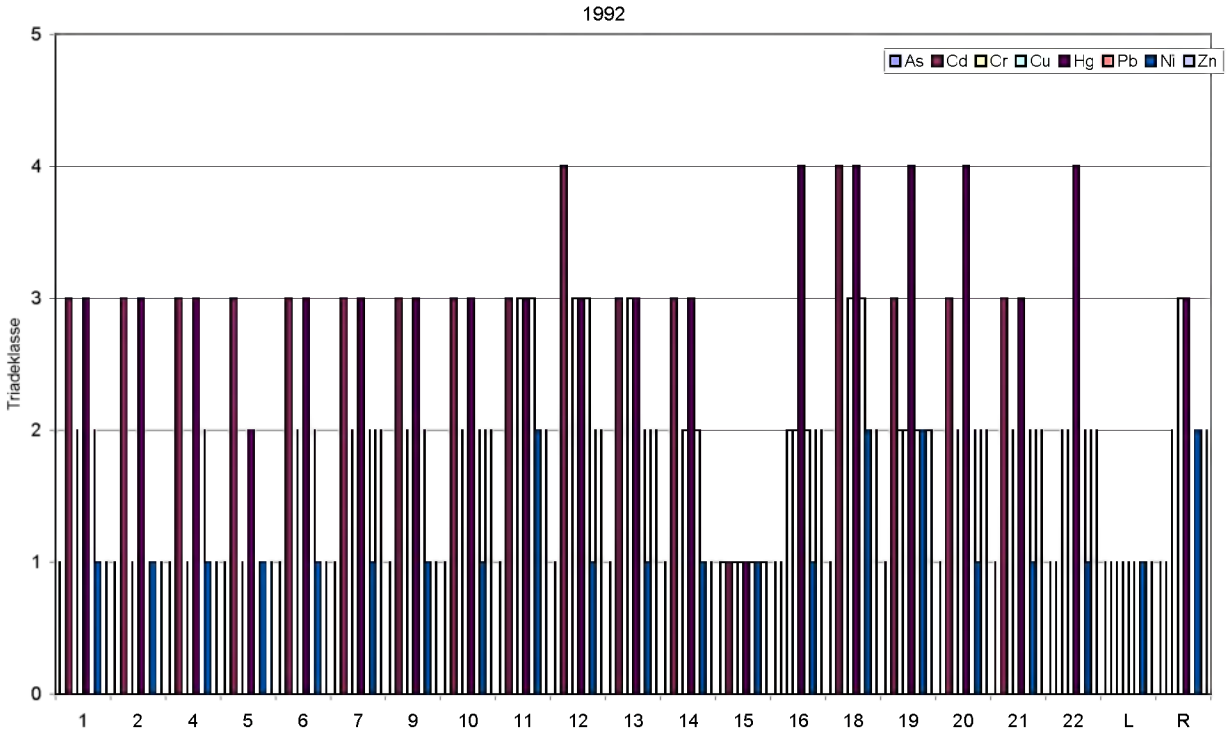
Annex IV-1: Mud content per sample site per year. "?" No data available.

Bijlage IV-2: Detectielimiet van de parameters die worden bepaald ter evaluatie van de pollutiegraad van het sediment op het Groot Buitenschoor.

Annex IV-2: Measured contaminants with detection limit.

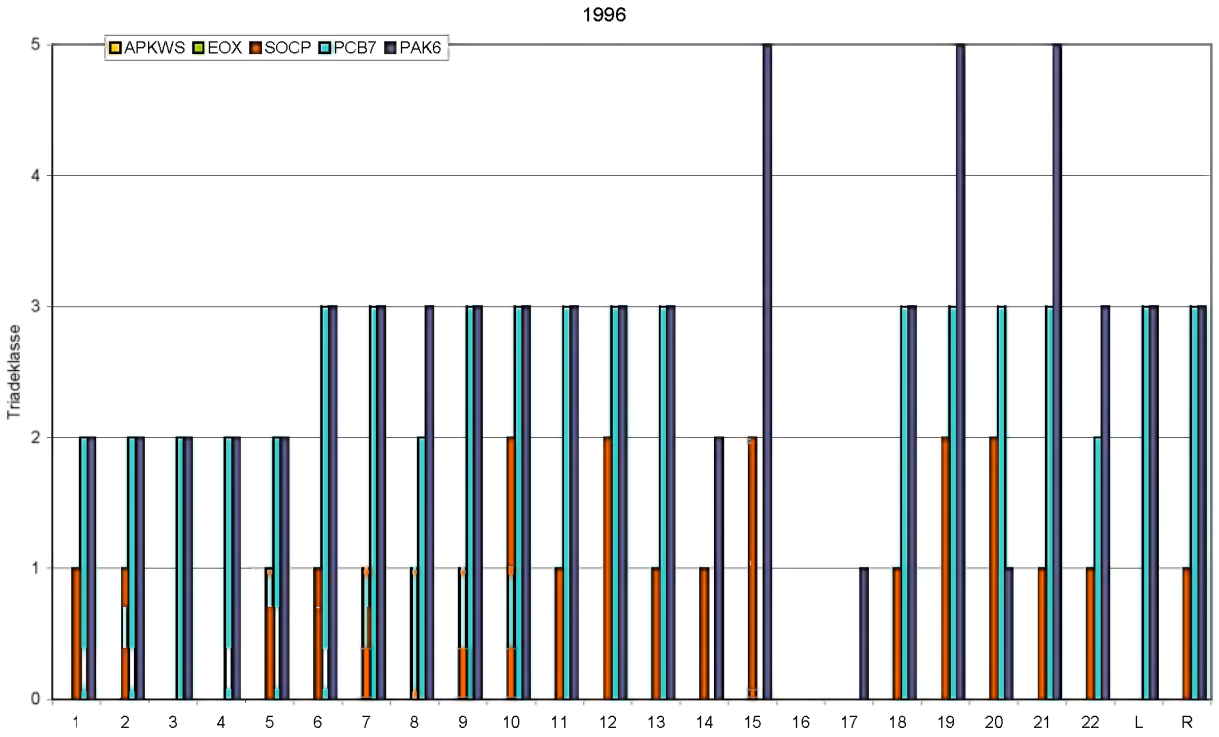
Contaminant	Detectielimiet
alfa hch	1 µg/kgds
beta hch	1 µg/kgds
gamma hch	1 µg/kgds
hexachloorbenzeen	1 µg/kgds
heptachloor	1 µg/kgds
heptachloorepoxide	1 µg/kgds
hexachloorbutadieen	1 µg/kgds
opDDD (2,4-dichloordifenyldichloorethaan)	1 µg/kgds
ppDDD (4,4-dichloordifenyldichloorethaan)	1 µg/kgds
opDDE (2,4-dichloordifenyldichlooretheen)	1 µg/kgds
ppDDE (4,4-dichloordifenyldichlooretheen)	1 µg/kgds
opDDT (2,4-dichloordifenyltrichloorethaan)	1 µg/kgds
ppDDT (4,4-dichloordifenyltrichloorethaan)	1 µg/kgds
aldrin	1 µg/kgds
dieldrin	1 µg/kgds
isodrin	1 µg/kgds
endrin	1 µg/kgds
endosulfan (alfa)	1 µg/kgds
trifluraline	1 µg/kgds
pcb28 (2,4,4-trichloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb52 (2,2,5,5-tetrachloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb101 (2,2,4,5,5-pentachloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb118 (2,3,4,4,5-pentachloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb138 (2,2,3,4,4,5-hexachloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb153 (2,2,4,4,5,5-hexachloorbifenyl)	1 µg/kgds
pcb180 (2,2,3,4,4,5,5-heptachloorbifenyl)	1 µg/kgds
naftaleen	50 µg/kgds
acenafthyleen	50 µg/kgds
acenaftheen	50 µg/kgds
fluoreen	10 µg/kgds
fenanthreen	10 µg/kgds
anthraceen	10 µg/kgds
fluorantheen	10 µg /kgds
pyreen	10 µg/kgds
benzoanthraceen	10 µg/kgds
chryseen	10 µg/kgds
benzo(b)fluorantheen	10 µg/kgds
benzo(k)fluorantheen	10 µg/kgds
benzo(a)pyreen	10 µg/kgds
dibenzo(a,h)anthraceen	10 µg/kgds
benzo(g,h,I)peryleen	10 µg/kgds
indeno(1,2,3,c,d)pyreen	10 µg/kgds

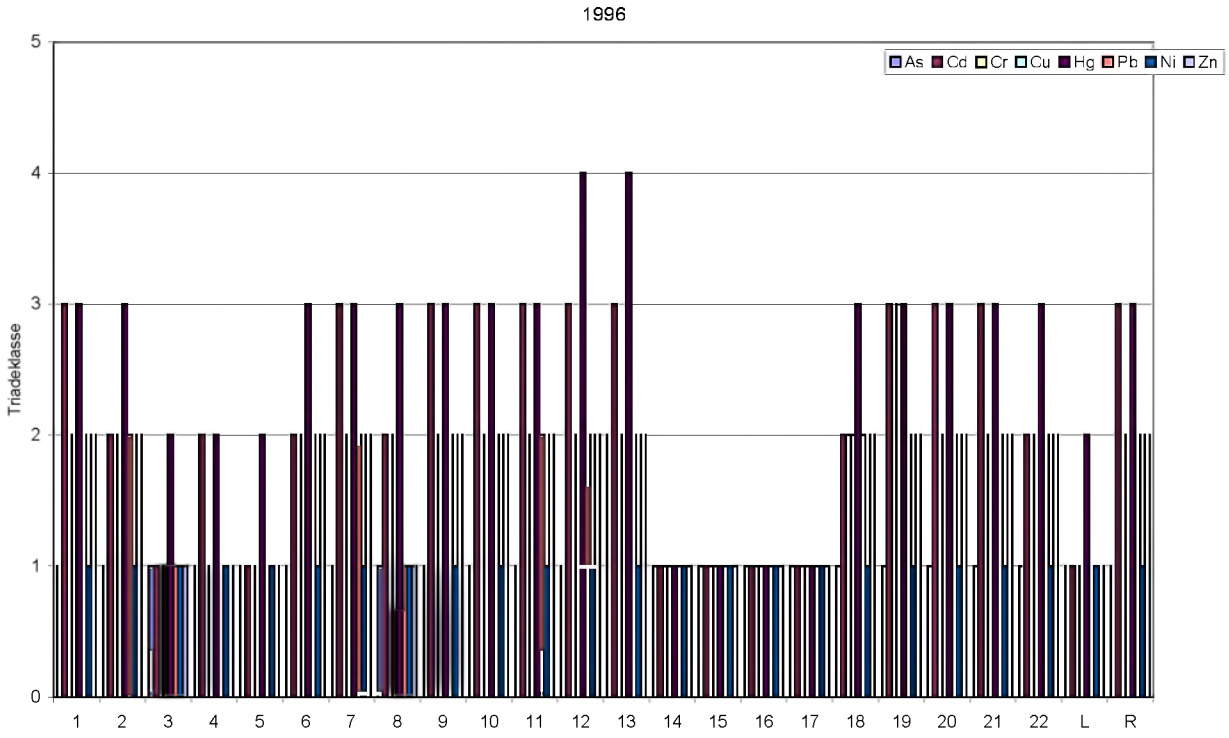




Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1992).

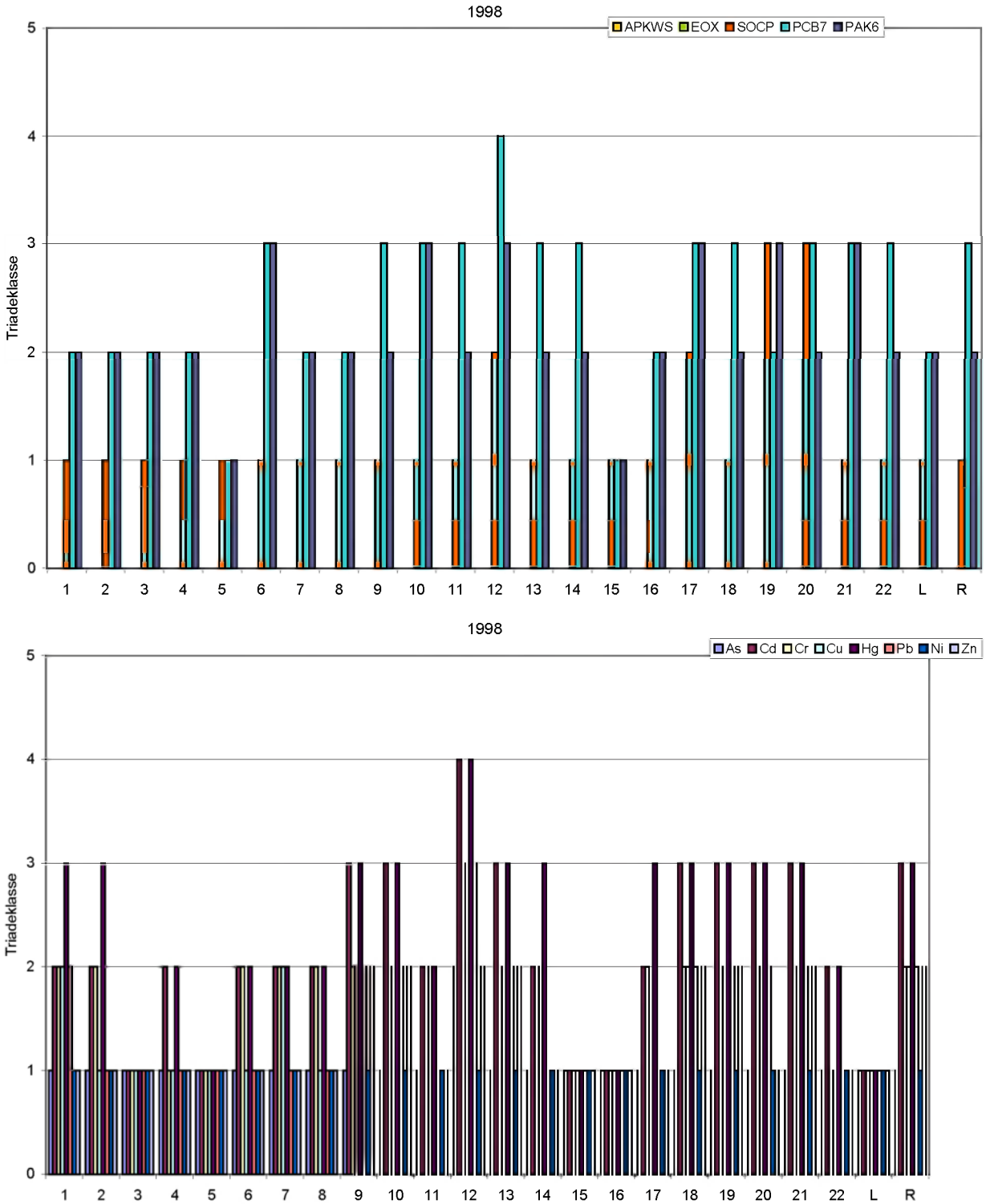
Annex IV-3: Concentrations of organic contaminants in sediments of locations on "The Groot Buitenschoor" (1992).





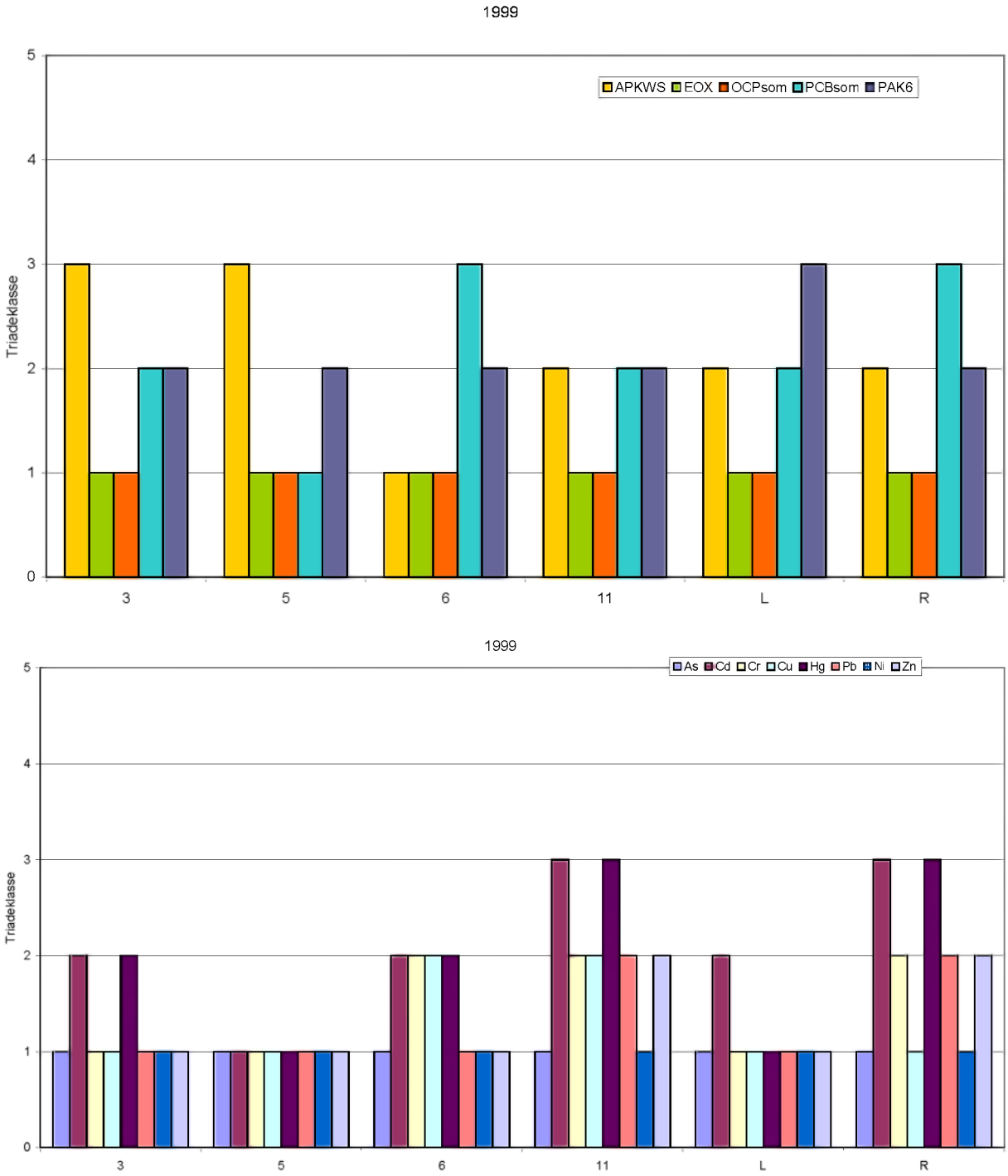
Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1996).

Annex IV-3: Concentrations of organic contaminants in sediments of locations on "The Groot Buitenschoor" (1996).



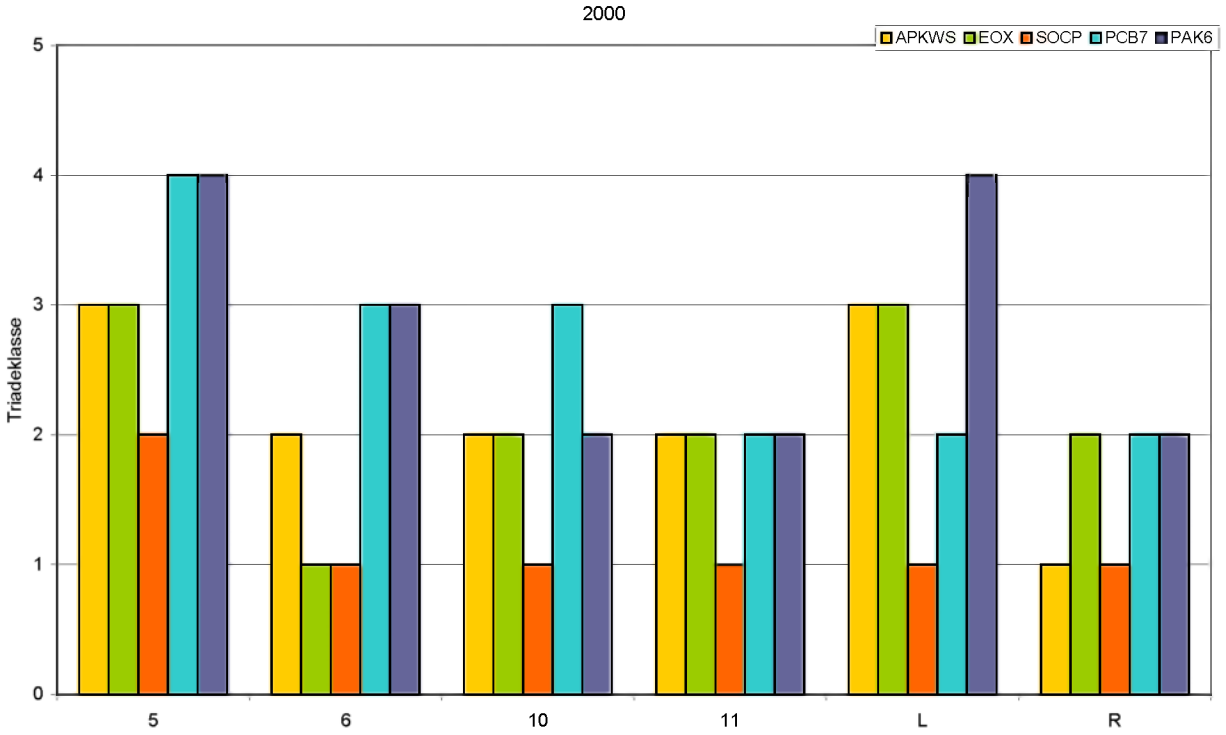
Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1998).

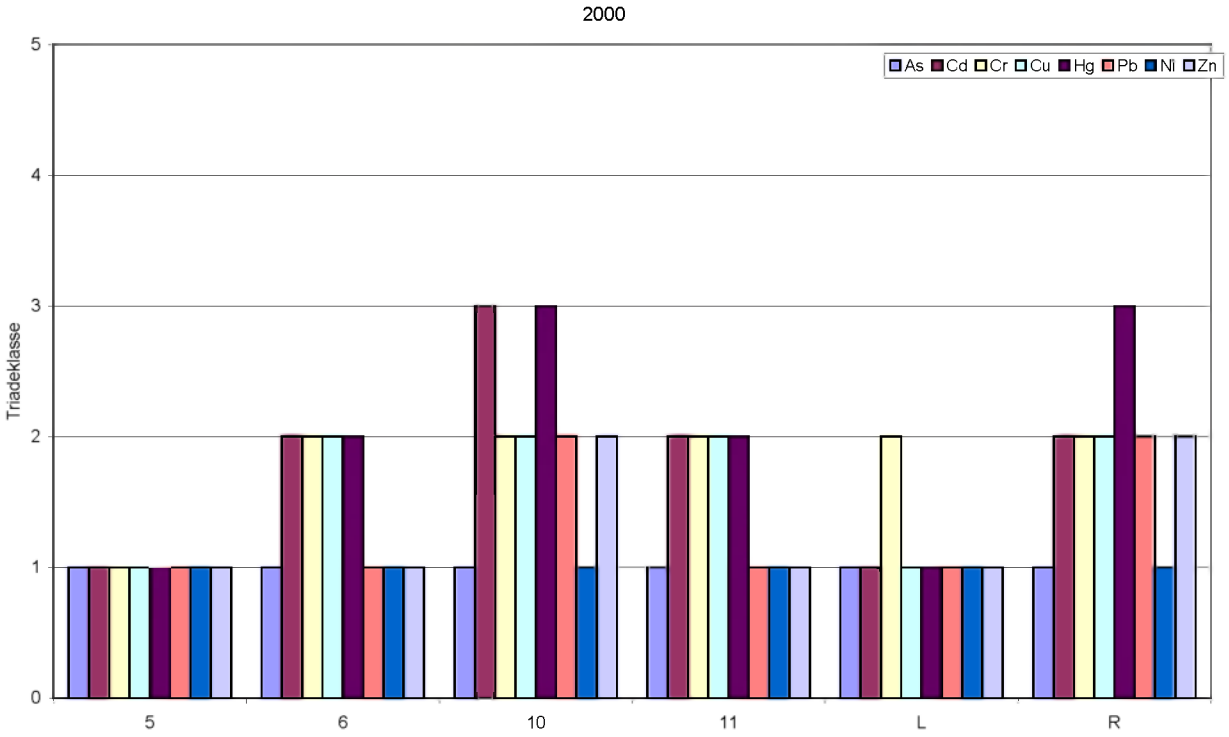
Annex IV-3: Concentrations of organic contaminants in sediments of locations on "The Groot Buitenschoor" (1998).



Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (1999).

Annex IV-3: Concentrations of organic contaminants in sediments of locations on "The Groot Buitenschoor" (1999).





Bijlage IV-3: Vervuilingsgraad voor een aantal parameters van een aantal locaties op het Groot Buitenschoor (2000).

Annex IV-3: Concentrations of organic contaminants in sediments of locations on "The Groot Buitenschoor" (2000).

Bijlage IV-4: Correlaties tussen micropolluenten onderling en met het slibgehalte en mediane korrelgrootte (n=42). Significante correlaties worden in vetjes weergegeven.

Annex IV-4: Correlations between micro pollutants, median grain size and mud content. (n=42). Significant correlations are marked bold.

	Mediaan	Slib	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	∑PAK	∑OCP	∑PCB
Mediaan	**1**												
Slib	**-0,98**	**1**											
Arseen	**-0,34**	0,29	**1**										
Cadmium	**-0,33**	**0,31**	**0,73**	**1**									
Chroom	**-0,46**	**0,39**	**0,93**	**0,63**	**1**								
Koper	**-0,43**	**0,37**	**0,71**	**0,91**	**0,67**	**1**							
Kwik	**-0,37**	**0,33**	**0,75**	**0,97**	**0,65**	**0,93**	**1**						
Lood	**-0,51**	**0,46**	**0,58**	**0,61**	**0,56**	**0,59**	**0,61**	**1**					
Nikkel	**-0,31**	0,25	**0,62**	**0,82**	**0,55**	**0,81**	**0,82**	**0,77**	**1**				
Zink	**-0,45**	**0,38**	**0,95**	**0,66**	**0,98**	**0,69**	**0,67**	**0,58**	**0,58**	**1**			
∑PAK	**-0,59**	**0,53**	**0,75**	**0,43**	**0,83**	**0,47**	**0,47**	**0,60**	**0,41**	**0,82**	**1**		
∑OCP	**-0,35**	**0,33**	**0,80**	**0,61**	**0,71**	**0,55**	**0,64**	**0,65**	**0,49**	**0,73**	**0,67**	**1**	
∑PCB	**-0,51**	**0,47**	**0,89**	**0,61**	**0,89**	**0,59**	**0,62**	**0,66**	**0,50**	**0,89**	**0,84**	**0,86**	**1**

Bijlage IV-5: Correlaties tussen micropolluenten en de biomassa/densiteit (n=30). Er werden geen significante correlaties gevonden.

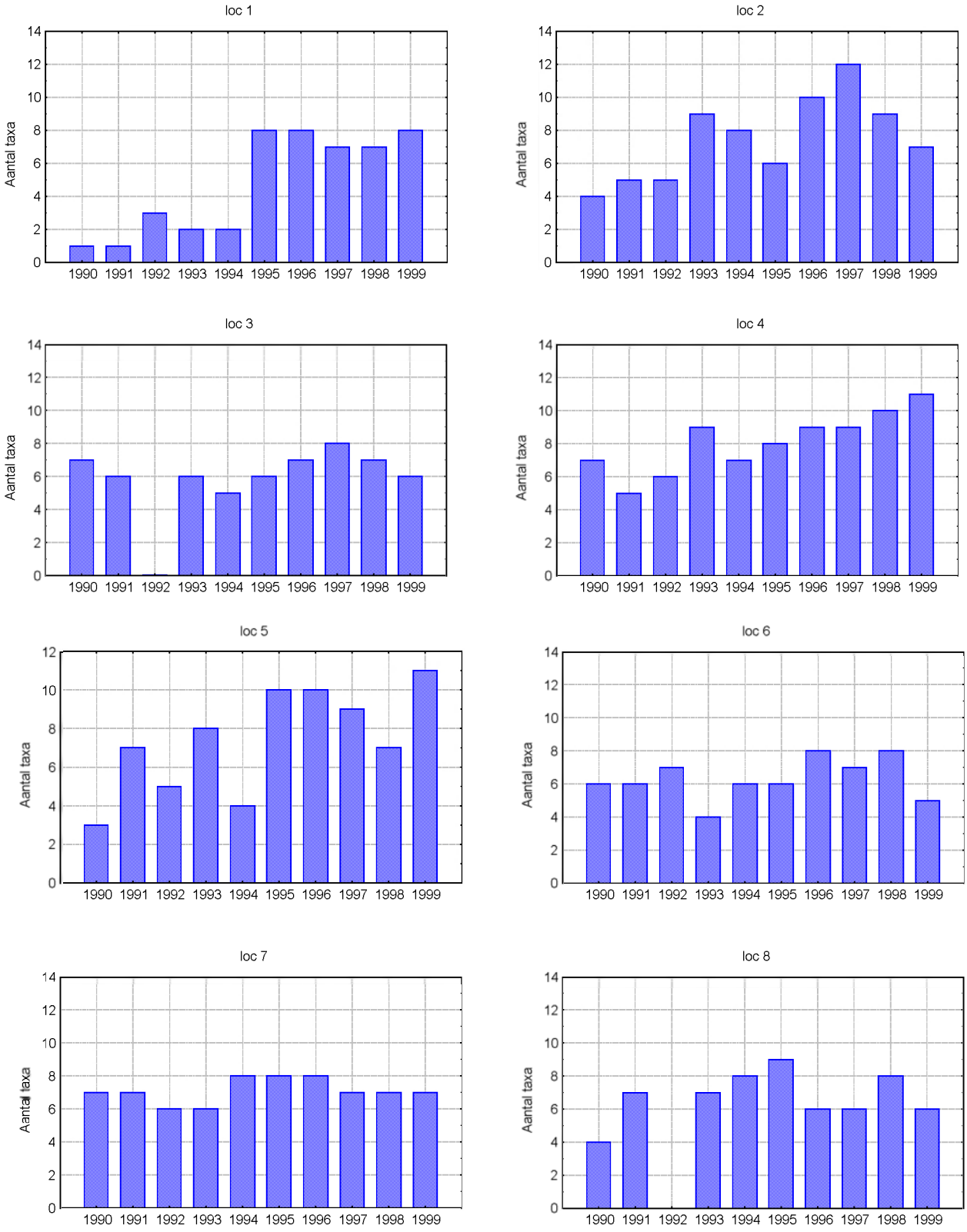
Annex IV-5: Correlations between micro pollutant and biomass/density (n=30). No significant correlations were found.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	∑OCP	∑PAK	∑PCB
Biomassa	0,18	0,00	0,20	0,20	0,09	0,13	0,01	0,29	0,29	0,35	0,26
Densiteit	0,02	-0,02	0,04	0,07	-0,04	0,00	-0,10	0,15	0,06	0,08	0,07

Bijlage V-1: Soortenlijst met waargenomen soorten op de bemonsterde locaties van het Groot Buitenschoor (1990-1999). De gebruikte afkortingen, het phylum waartoe de soort behoort en het voedseltype worden weergegeven.

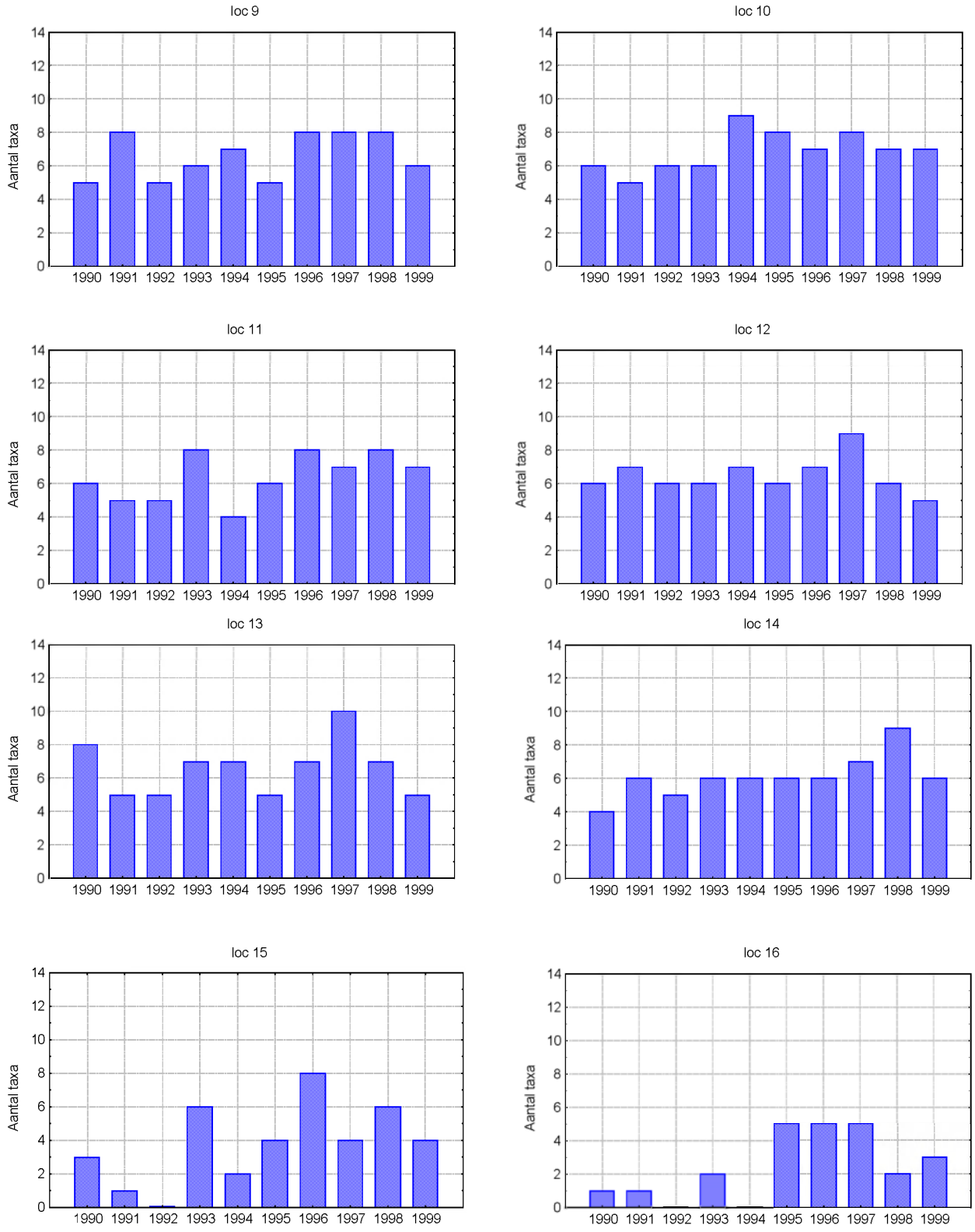
Annex V-1: List of species observed on the sampled sites on "The Groot Buitenschoor". The used abbreviations, the phylum and the feeding guilds are given.

Taxon	Afkorting	Phylum	Voedseltype
Capitella capitata	Cap cap	Annelida	DF
Eteone sp.	Ete sp.	Annelida	P
Heteromastus filiformis	Het fil	Annelida	DF
Manayunkia aestuarina	Man aes	Annelida	FF
Marenzelleria sp.	Mar sp.	Annelida	P
Nereis diversicolor	Ner div	Annelida	O
Nereis succinea	Ner suc	Annelida	DF
Oligochaeta	Oli sp.	Annelida	DF
Polydora sp.	Pol sp.	Annelida	DF
Pygospio elegans	Pyg ele	Annelida	DF
Spio sp.	Spi sp.	Annelida	DF
Spionide	Spioni	Annelida	DF/FF
Streblospio shrubsoli	Str shr	Annelida	DF
Balanus sp.	Bal sp.	Arthropoda	FF
Bathyporeia sp.	Bat sp.	Arthropoda	DF
Corophium arenarium	Cor are	Arthropoda	DF
Corophium volutator	Cor vol	Arthropoda	DF
Crangon crangon	Cra cra	Arthropoda	P
Cyathura carinata	Cya car	Arthropoda	P
Eurydice pulchra	Eur pul	Arthropoda	P
Gammarus locusta	Gam loc	Arthropoda	O
Gammarus salinus	Gam sal	Arthropoda	O
Haustorius arenarius	Hau are	Arthropoda	FF
Neomysis integer	Neo int	Arthropoda	O
Sphaeroma sp.	Spa sp.	Arthropoda	DF
Cerastoderma edule	Cer edu	Mollusca	FF
Macoma balthica	Mac bal	Mollusca	DF/FF
Mya arenaria	Mya are	Mollusca	FF
Petricola pholadiformes	Pet pho	Mollusca	FF
Scrobicularia plana	Scr pla	Mollusca	DF
Hydrobia ulvae	Hyd ulv	Molusca	DF
Nemertini	Nemert	Nemertini	P



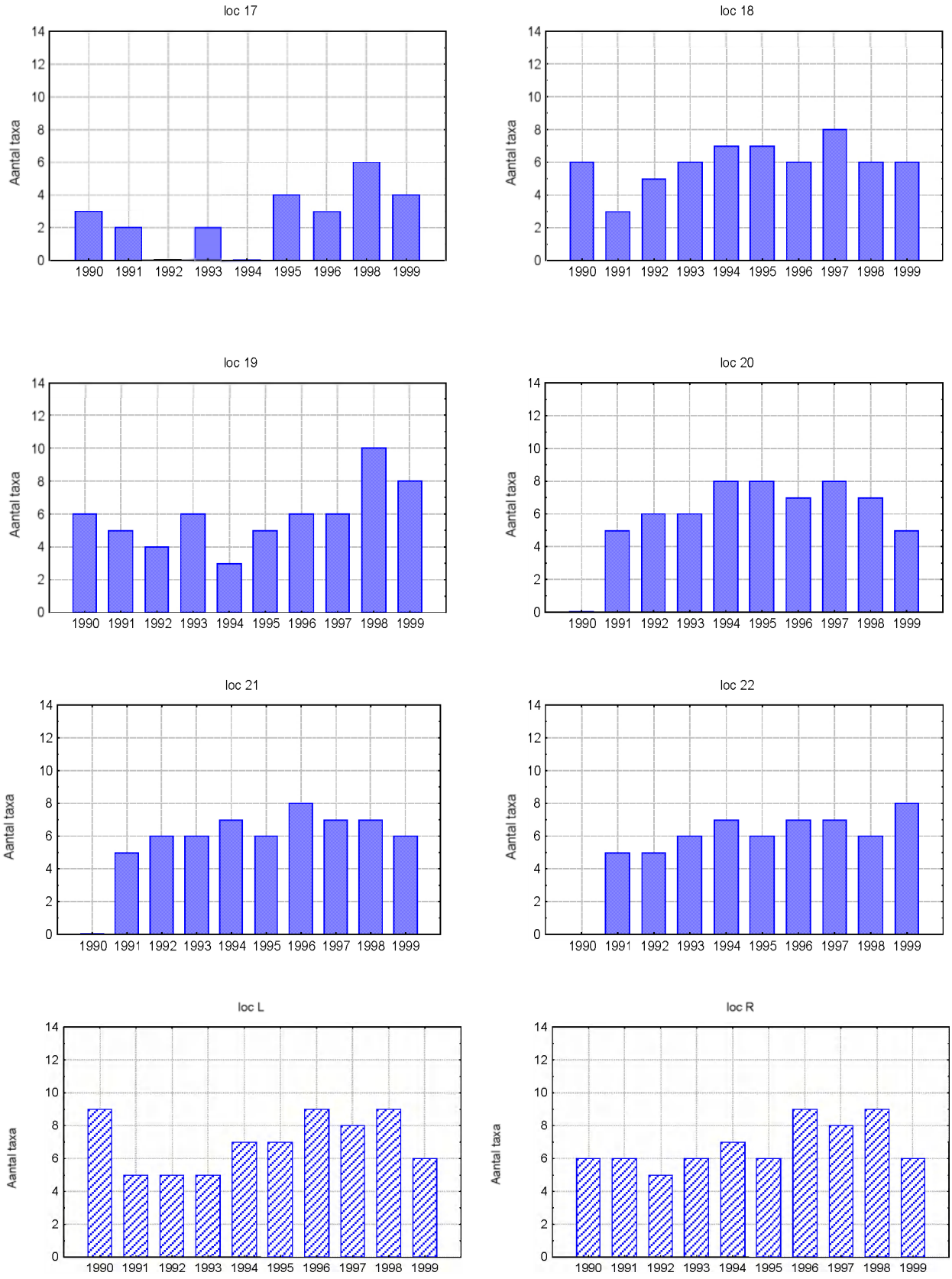
Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar.

Annex V-2: Number of taxa per sample site per year



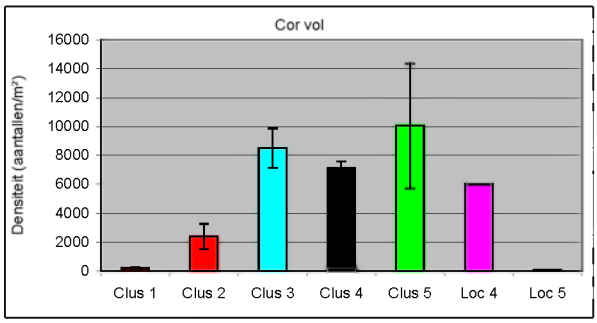
Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar.

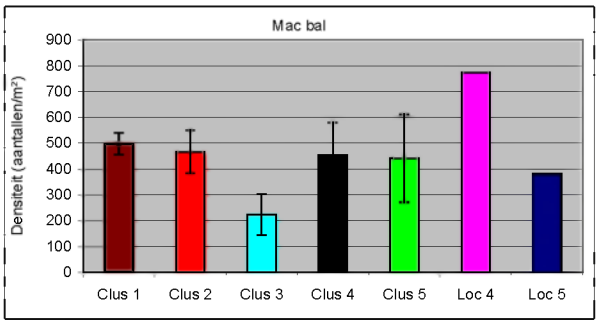
Annex V-2: Number of taxa per sample site per year

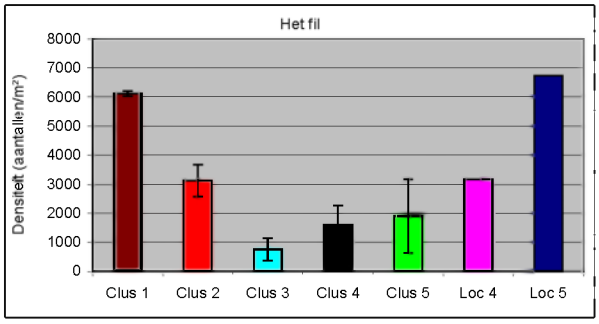


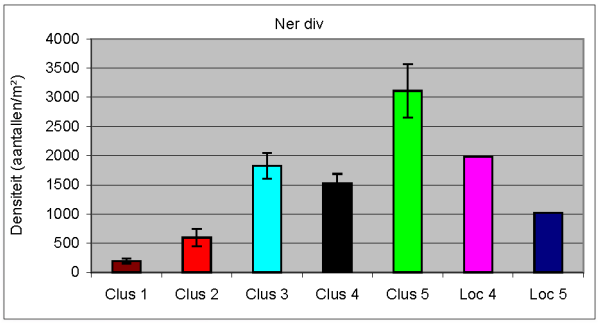
Bijlage V-2: Aantal taxa per locatie per jaar.

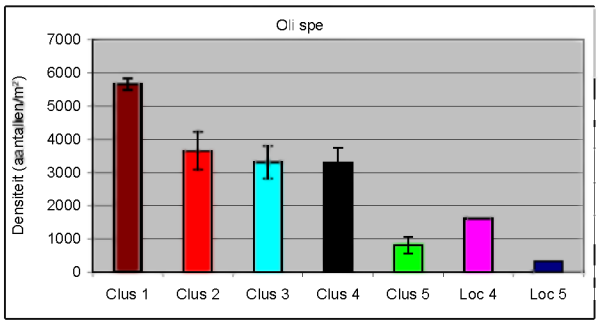
Annex V-2: Number of taxa per sample site per year





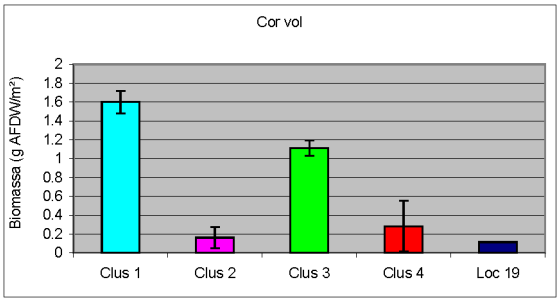


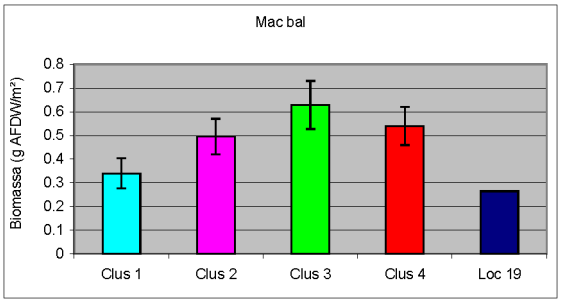


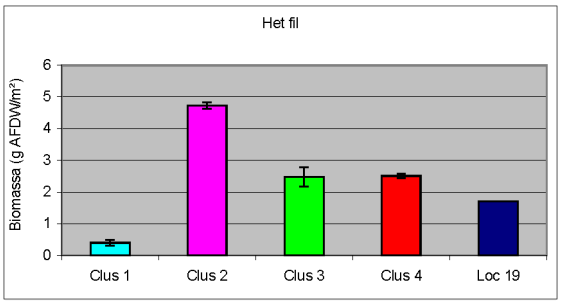


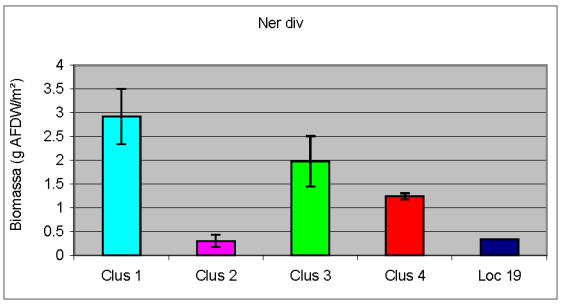
Bijlage V-3: Gemiddelde densiteit (met de standaardfout) per cluster (densiteit/locatie) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor.

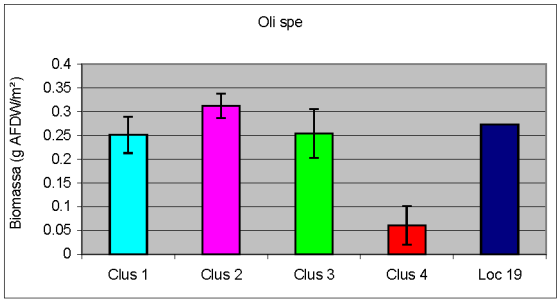
Annex V-3: Mean density (+SE) per cluster (density/sample site) for the five most common taxa of "The Groot Buitenschoor".





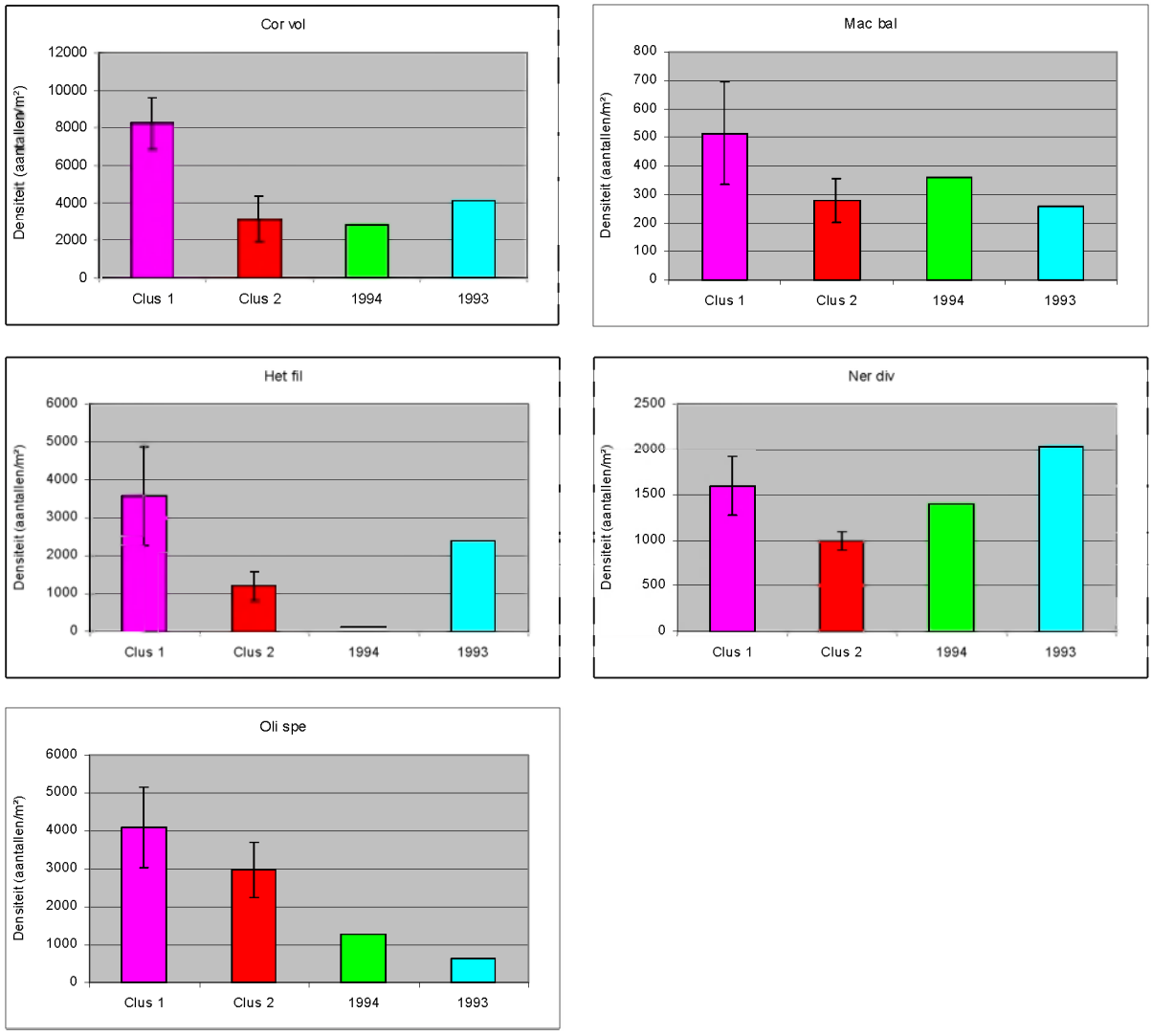






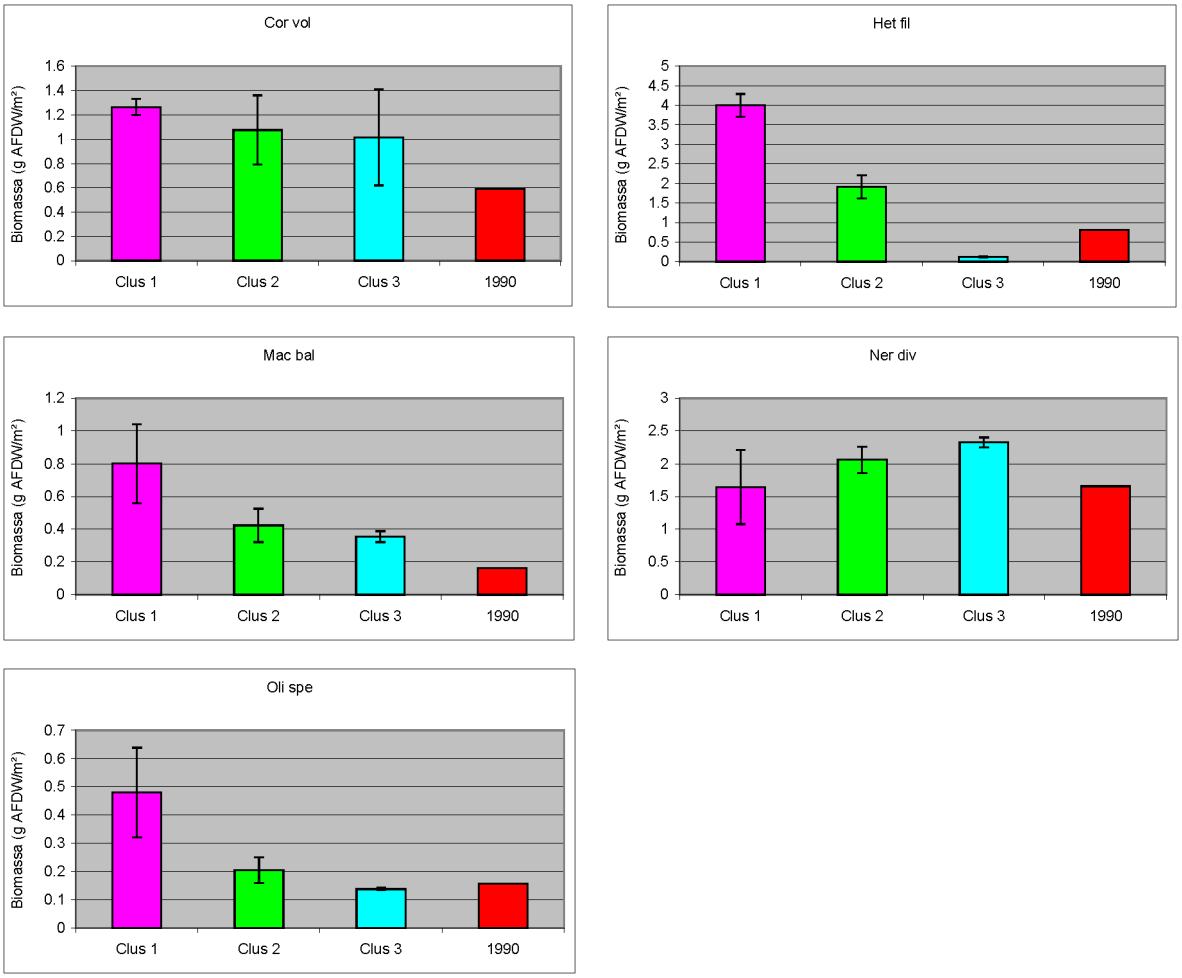
Bijlage V-4: Gemiddelde biomassa (met de standaardfout) per cluster (biomassa/locatie) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor.

Annex V-4: Mean biomass (+SE) per cluster (biomass/sample site) for the five most common taxa of "The Groot Buitenschoor".



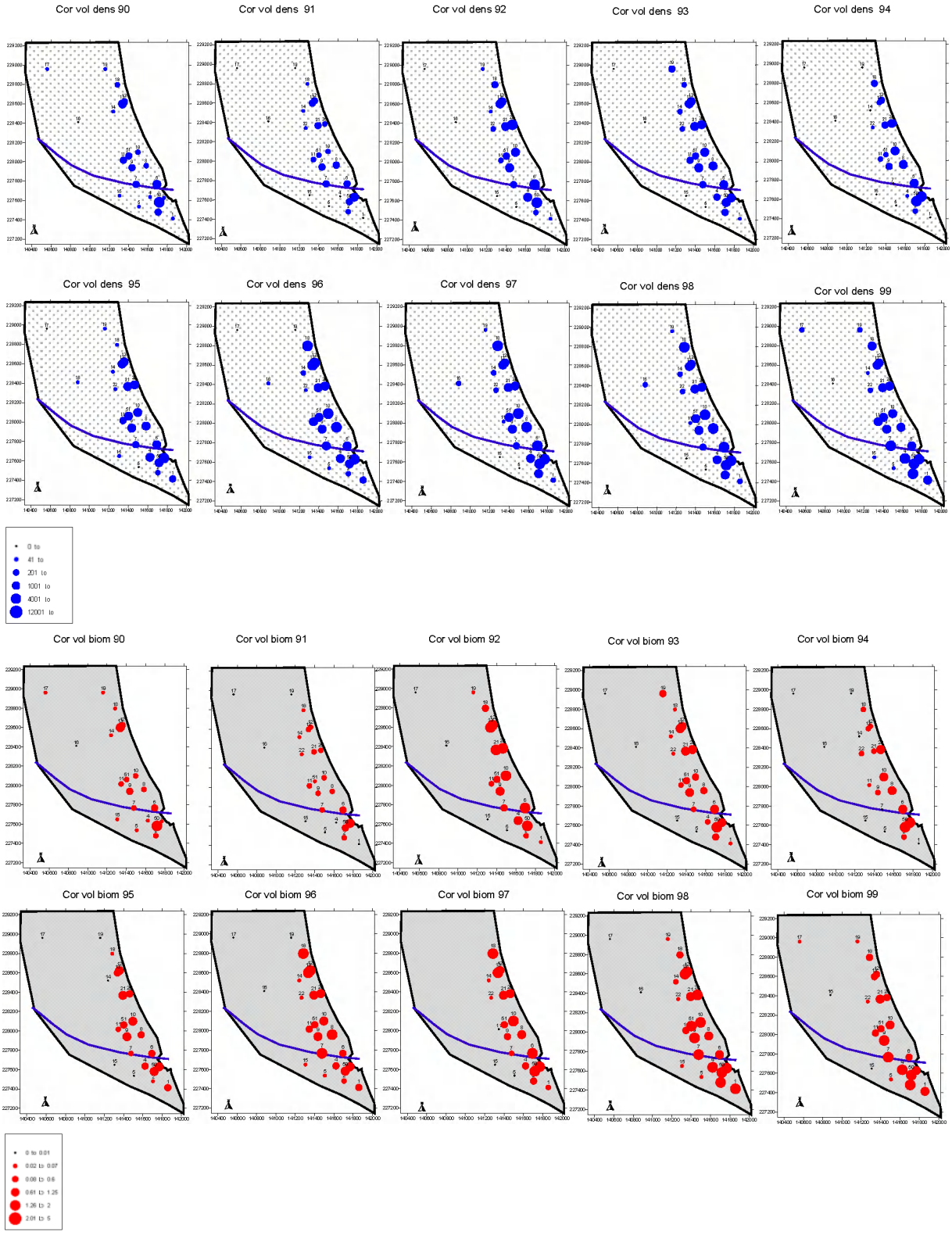
Bijlage V-5: Gemiddelde densiteit (met de standaardfout) per cluster (densiteit/jaar) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor.

Annex V-5: Mean density (+SE) per cluster (density/year) for the five most common taxa of "The Groot Buitenschoor".



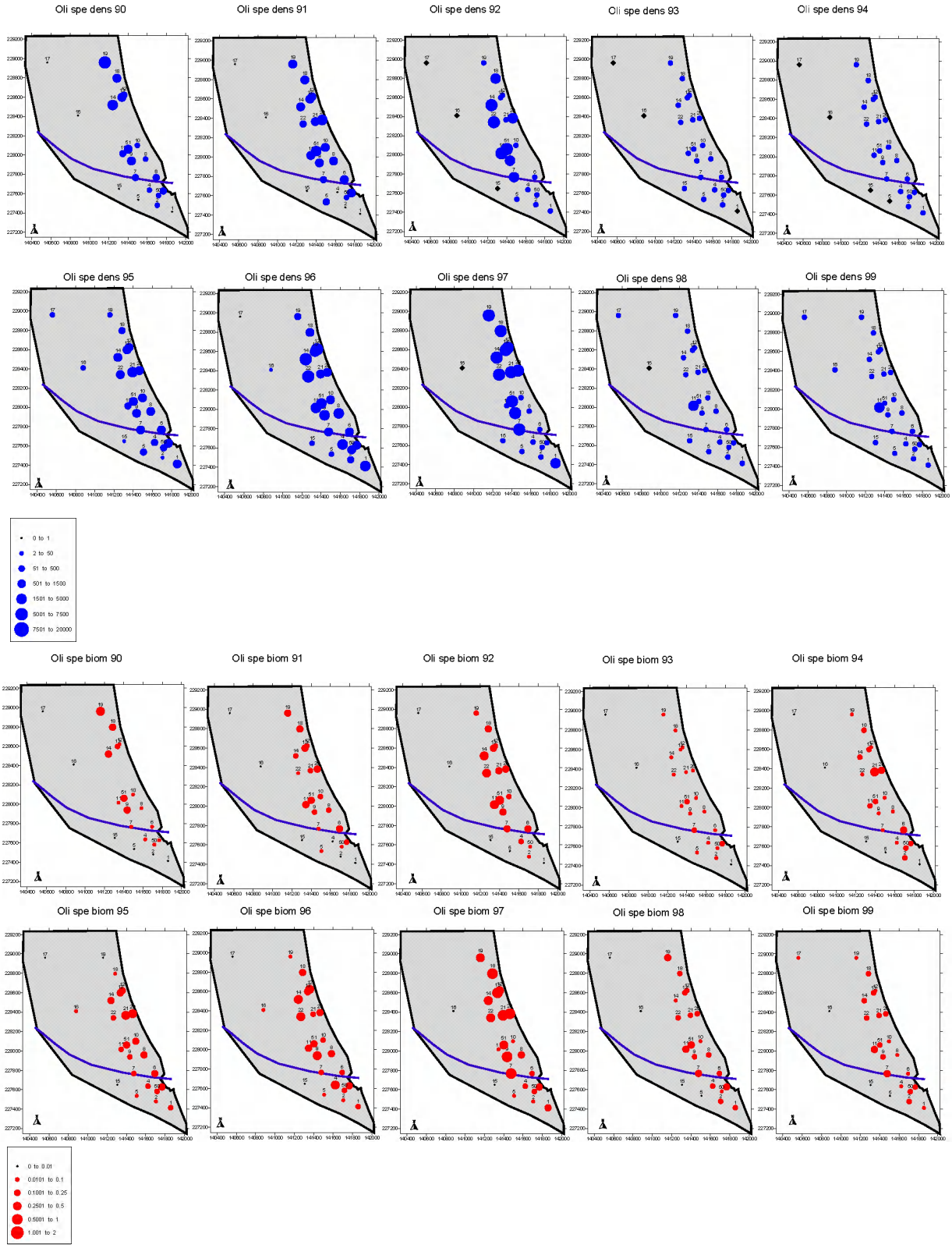
Bijlage V-6: Gemiddelde biomassa (met de standaardfout) per cluster (biomassa/jaar) voor de vijf meest voorkomende taxa op het Groot Buitenschoor.

Annex V-6: Mean biomass (+SE) per cluster (biomass/year) for the five most common taxa of "The Groot Buitenschoor".



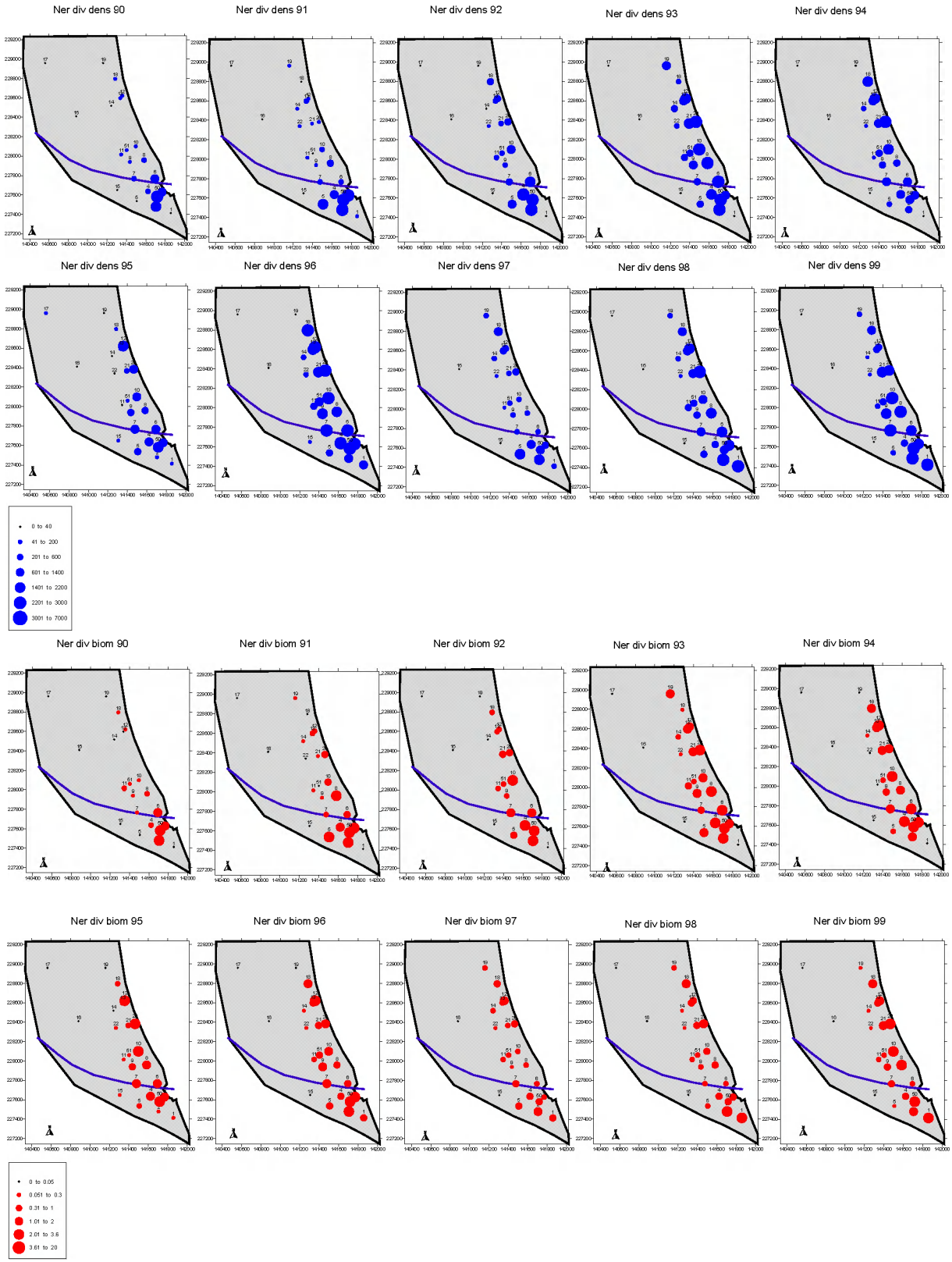
Bijlage V-7a: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Corophium volutator*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R.

Annex V-7a: Spatial pattern of both biomass and density of *Corophium volutator*, given per year and per sample site. 50 = sample site L and 51 = R.



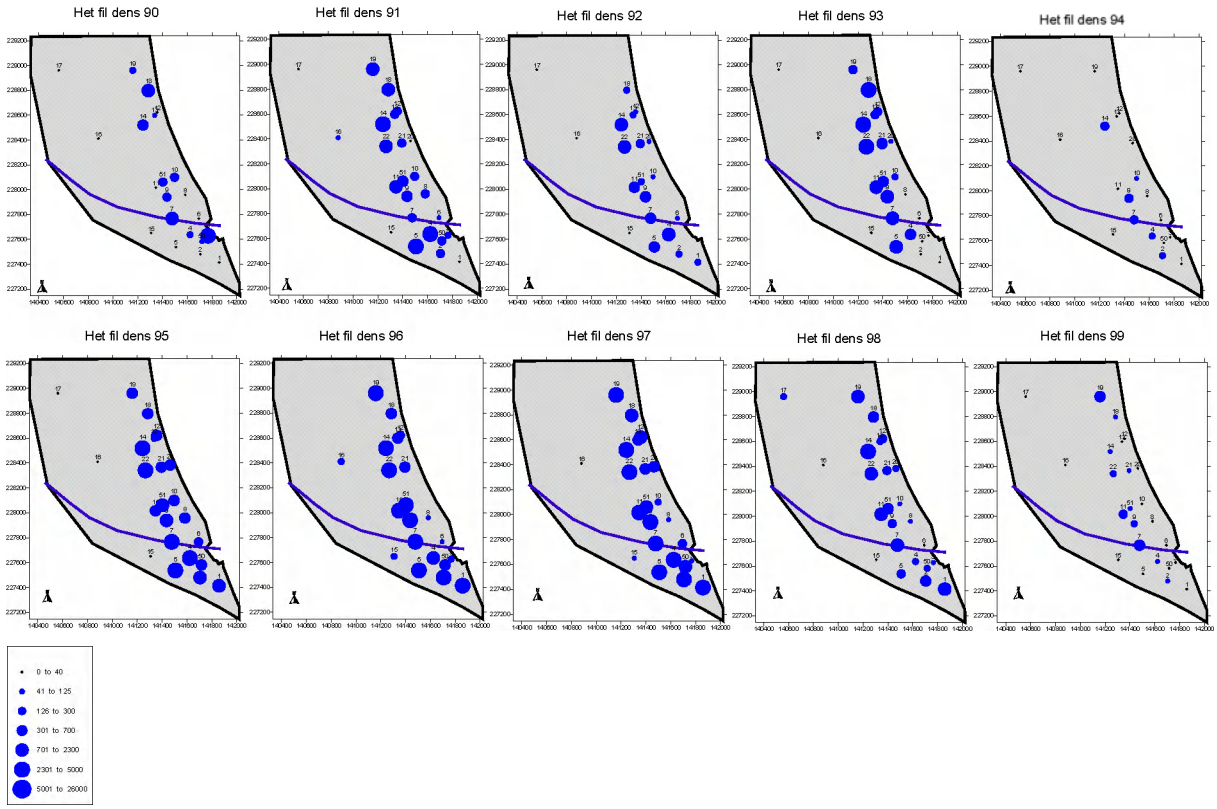
Bijlage V-7b: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van Oligochaeta, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R.

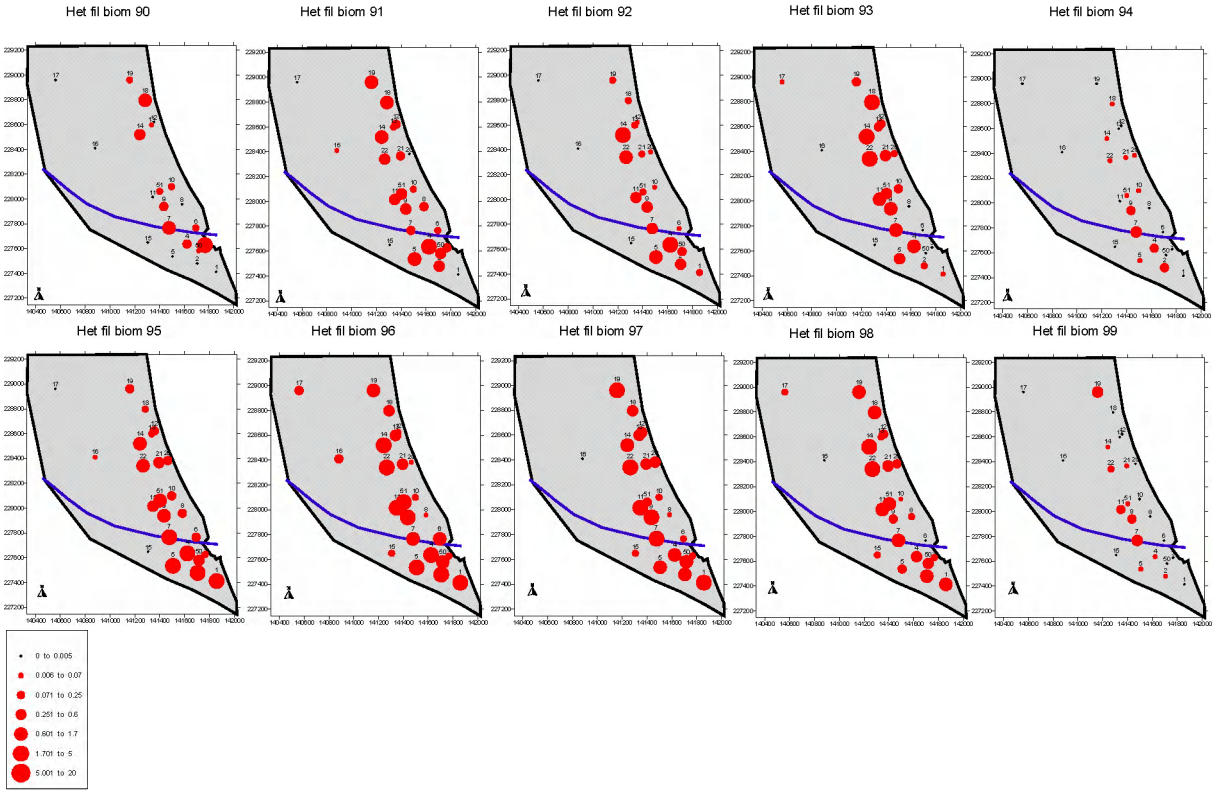
Annex V-7b: Spatial pattern of both biomass and density of Oligochaeta, given per year and per sample site. 50 = sample site L and 51 = R.



Bijlage V-7c: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Nereis diversicolor*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R.

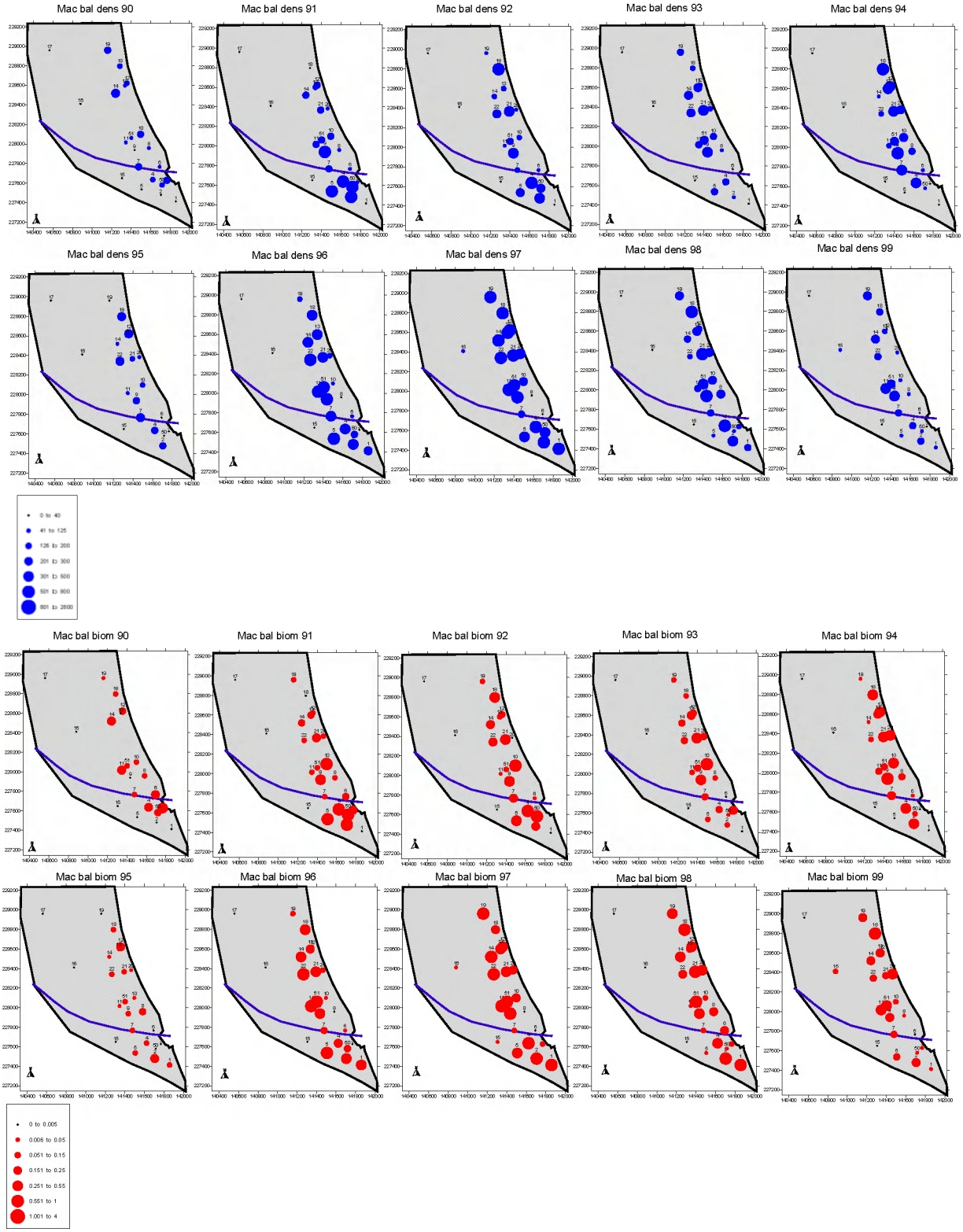
Annex V-7c: Spatial pattern of both biomass and density of *Nereis diversicolor*, given per year and per sample site. 50 = sample site L and 51 = R.





Bijlage V-7d: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Heteromastus filiformis*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R.

Annex V-7d: Spatial pattern of both biomass and density of *Heteromastus filiformis*, given per year and per sample site. 50 = sample site L and 51 = R.



Bijlage V-7e: Ruimtelijk patroon van zowel de densiteit als de biomassa van *Macoma balthica*, weergegeven per jaar en per locatie. Locatie 50 stemt overeen met locatie L en locatie 51 met locatie R.

Annex V-7e: Spatial pattern of both biomass and density of *Macoma balthica*, given per year and per sample site. 50 = sample site L and 51 = R.

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1989-1990): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1989-1990): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1989-1990	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	17,4	16,7	14,7	12,3	5,9	5,2	5,5	7,5	8,2	8,3	13,6	14,3
Vriesdagen				1	9		2	1	1	4		
Volledige tellingen	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Steltlopertellingen	6	4	2	4	5	5	3	3	2	4	3	2
Fuut						3	16	3				
Roodhalsfuut												
Aalschover				9	1	2	0	1	1			
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger				1	0	1	1	1	1			
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans						18						
Grauwe gans			57	18	48	1.147	1.634	329	48			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend				52	76	81	87	157	341			
Bergeend juv.												
Smient				32	164	49	14	62	83			
Krakeend								0	2			
Wintertaling				6	32	5		16	175			
Wilde eend				183	167	333	377	92	12			
Pijlstaart				5	26	62	265	52				
Slobeend				2	14	17	31	22	4			
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet												
Scholekster	43	7	1	1	6	13	24	24	25	18	20	22
Kluut	25	69	13	7	28	4	0	3	35	63	4	54
Kleine plevier	1											
Bontbekplevier	2	82	113	6	0						2	
Strandplevier												
Zilverplevier	3	18	4	0	2					1	7	5
Kievit	45	36	0	54	19	23	13	72	37	6	5	7
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper		1		21	236	258	18	1	0			
Kemphaan	18	8										
Watersnip	0	2	0		1	1						
Grutto	1											5
Rosse grutto	7	22	0							2	34	2
Regenwulp										4	1	
Wulp	8	9	3	11	6	14	26	15	6	3	1	6
Zwarte ruiter										1	2	
Tureluur	38	7	4					1	1	15	34	8
Groenpootruiter	0	0	0							1	1	
Witgatje		2	0		0	1						
Bosruiter												
Oeverloper	1	9	4	0							0	0
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1990-1991): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1990-1991): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1990-1991	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	15,9	17,9	12,9	12,0	6,2	4,4	3,7	0,4	8,9	8,5	9,6	12,6
Vriesdagen					6	11	14	19	2	4		
Volledige tellingen	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0
Steltlopertellingen	5	5	4	4	4	6	3	2	4	2	4	2
Fuut				73	16	28	5					
Roodhalsfuut												
Aalschover				33	7	15	3		6			
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger												
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan						0	2					
olgans						218	1.357					
Grauwe gans				314	245	839	1.264		9			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend				14	8	50	32		19			
Bergeend juv.												
Smient				459	83	113	36		8			
Krakeend					5	33	4					
Wintertaling				32	64	154	342		25			
Wilde eend				123	49	94	78		43			
Pijlstaart				69	12	5	252					
Slobeend				46	7							
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet												
Scholekster	6	19	3	5	6	7	9	8	18	22	9	9
Kluut	14	57	32	17	14	9	8	3	42	87	16	1
Kleine plevier												
Bontbekplevier	0	95	36	9					1	1	1	
Strandplevier												
Zilverplevier	3	51	25	21	3					0	2	48
Kievit	11	37	12	44	13	156	98	39	11	2	10	32
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper			1	0								
Krombekstrandloper		0	4									
Bonte strandloper		2	28	455	1.414	769	23	98				
Kemphaan	5	1								2	5	
Watersnip	0	3	3	2	0		0	0				
Grutto	2								0			
Rosse grutto	1	9	3							9	55	77
Regenwulp	0	0							0	2	0	
Wulp	22	37	36	7	3	7	8	34	12	3	1	8
Zwarte ruiter												
Tureluur	23	24	2						3	4	9	16
Groenpootruiter												
Witgatje	0	0	0	1								1
Bosruiter												
Oeverloper	5	7	1	1							0	
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1991-1992): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1991-1992): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1991-1992	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	17,5	16,9	14,5	1,3	6,0	3,8	3,0	5,2	6,9	8,4	14,7	15,8
Vriesdagen					4	12	11	8				
Volledige tellingen	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1
Steltlopertellingen	3	4	1	4	5	2	2	2	1	4	4	4
Fuut				4	1							
Roodhalsfuut												
Aalschover				8	1							0
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger				2	0							
Lepelaar												
Knobbelzwaan				1	5	1						
Kleine zwaan												
Kolgans												
Grauwe gans				113		286	744	469				
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend				14	12	68	74	299	245		684	775
Bergeend juv.												
Smient				415	68	69	159	32	34			
Krakeend											3	1
Wintertaling				59	21	12	132	53	79			
Wilde eend				15	66	349	130	18	53		12	45
Pijlstaart					6	41	8					
Slobeend					2	14	3				2	1
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet				38	187	4					3	1
Scholekster	29	27	2	5	7	13	9	12	23	32	19	28
Kluut	3	47	59	95	19	45	6	3	18	48	17	34
Kleine plevier	1											
Bontbekplevier	1	4	2									
Strandplevier												
Zilverplevier	4	62	21	16	4	4	0			1	144	46
Kievit	25	44	1	54	6	16	89	37	7	8	3	8
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper			5	637	1.175	1.570	2.188	42				0
Kemphaan	4	1										0
Watersnip	0	9	4	1	1							
Grutto												
Rosse grutto	12	6	3	5	1					5	175	13
Regenwulp												
Wulp	26	20	55	35	3	6	14	15	14	8	2	6
Zwarte ruiter												
Tureluur	26	16	3					0	6	6	10	18
Groenpootruiter												
Witgatje	0	1	0	0	1						1	0
Bosruiter												
Oeverloper	4	11	1									
Steenloper											0	1
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1992-1993): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1992-1993): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1992-1993	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	16,7	17,0	13,9	7,9	7,8	4,0	5,2	2,7	6,0	10,8	13,8	15,2
Vriesdagen				1		7	6	12	14			
Volledige tellingen	3	7	5	6	7	8	4	3	4	5	4	4
Steltlopertellingen	6	11	9	1	9	12	4	3	4	5	4	4
Fuut	0	0	4	1		4	18	9	10	5	8	1
Roodhalsfuut												
Aalschover	8	25	27	13	9	2	8	4	1	1	7	17
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger	0	0	1	1	2	0			0	0		1
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans	0	1	1		8	132	251	55	4			
Grauwe gans	2	0	38	259	763	1.161	757	51	12	0		0
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	885	393	96	20	87	137	16	19	359	42	738	778
Bergeend juv.	4	8	19								0	11
Smient	0		6	415	173	556	54	259	3	16	0	
Krakeend	0	1	4	0	3	7	17	11	11	5	1	8
Wintertaling	0	0	24	120	71	217	14	29	4	32	1	3
Wilde eend	14	19	19	73	118	213	145	118	25	4	1	49
Pijlstaart	0				36	58	114	156	1			
Slobeend	0				1	13	23	5	1	1		
Kuifeend	0								0	2	2	1
Waterral												
Waterhoen											0	0
Meerkoet												
Scholekster	80	71	10	2	24	35	43	54	10	9	61	82
Kluut	137	118	56	119	45	28	7		18	57	27	55
Kleine plevier												
Bontbekplevier	0	9	122	2							3	0
Strandplevier	0		0								1	
Zilverplevier	7	74	6	4	2	1	1			1	113	8
Kievit	65	3	6	16	4	24	38	14	7	3	1	34
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper	0	2	5	25	17	5	22				0	
Kemphaan	6	3	1						0	2		
Watersnip												
Grutto	0	1										
Rosse grutto	4	19	2		0	0	1	0	0	1	43	2
Regenwulp	0	0	1						0	1	1	
Wulp	49	56	34	16	8	11	22	17	15	7	2	2
Zwarte ruiter	0	1	0							1	1	
Tureluur	75	15	0	1		0	0		5	18	27	6
Groenpootruiter	0	0								1	1	
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper	1	10	0	0								
Steenloper	0	1									0	
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet	0						1	1				

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1993-1994): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1993-1994): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1993-1994	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	15,8	14,5	12,8	9,0	3,1	5,4	5,1	2,3	6,8	8	12	14,8
Vriesdagen				1	14	3	4	13	4	3		
Volledige tellingen	4	4	2	1	1	1	1	2	2	0	0	1
Steltlopertellingen	4	4	2	1	1	1	1	1	2	0	0	1
Fuut					1	8	5	7	5			
Roodhalsfuut								0	0			
Aalschover	31	29	17	13	11	2	3	5	8			
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger	1	1	4	7	2	1	2	0				
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans						10	45	1	1			
Grauwe gans		0	389	136	683	984	1.544	219	14			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans		0										
Casarca												
Bergeend	187	8	35	26	128	67	49	53	95			24
Bergeend juv.	17	5										
Smient		0	87	223	63	532	992	264	230			
Krakeend	2	3	3	13	8	3	12	6	4			
Wintertaling	1	1	162	29		28	137	6	58			
Wilde eend	8	39	57	126	162	151	183	7	40			5
Pijlstaart			1	6	25	17	97	38	47			
Slobeend				1	9	2	2	4	16			
Kuifeend	1											
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet	0											
Scholekster	117	46	8	11	14	11	12	6	29			33
Kluut	4	11	38	14	45	6		2	16			88
Kleine plevier												
Bontbekplevier		95	129	2	3	0		3	11			
Strandplevier												
Zilverplevier	1	46	4	1	9	1						
Kievit	18		15	15	84	12		5	17			2
Kanoetstrandloper		0	1	0								
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper			3	5								
Krombekstrandloper			6	1								
Bonte strandloper		2	4	18	120	16			3			
Kemphaan			1	0								
Watersnip		0										
Grutto												
Rosse grutto	3	1	1	0								
Regenwulp	0											
Wulp	43	45	38	18	7	8	24	8	17			3
Zwarte ruiter	0											
Tureluur	49	5	0									16
Groenpootruiter												
Witgatje			4	1								
Bosruiter												
Oeverloper	2	7	20	3								
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1994-1995): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1994-1995): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1994-1995	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	20,0	16,9	13,1	9,5	9,5	5,5	4,4	6,7	5,8	8,8	12,5	14,1
Vriesdagen						11	7	3	5	1		
Volledige tellingen	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Steltlopertellingen	1	0	0	1	1	0	1	1	3	2	3	2
Fuut				14	10	1		2	12	1	3	
Roodhalsfuut												
Aalschover	3			31	31	19	6	2	5	1		
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger	1			1	1							
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans												
Grauwe gans				47	884	1.186	569	539	54			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	417			1	15	44	2	57	88	243	49	
Bergeend juv.												
Smient				288	148	42	164	214	24	67		
Krakeend				7	1			1	3	1		
Wintertaling				125	169	54	226	36	119	27		
Wilde eend				39	3	18	10	58	10	1		
Pijlstaart				5	1		14	63	16	3		
Slobeend								1	6	2		
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet								1	2	1	1	
Scholekster	92			1	5		2	15	3	29	18	15
Kluut	65	658	80	393	25			1	2	24	14	85
Kleine plevier												
Bontbekplevier								0	2	0		
Strandplevier												
Zilverplevier				34	5						58	20
Kievit	12							1	1	4	3	4
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper				198	5				1			
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto												
Rosse grutto	15									1	17	4
Regenwulp												
Wulp	68			41	28		13	28	13	3	1	6
Zwarte ruiter												
Tureluur	29								6	8	8	6
Groenpootruiter									1	0	1	
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper												
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1995-1996): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1995-1996): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1995-1996	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	19,4	18,9	13,7	12,5	6,7	0,7	1,7	1,6	3,8	9,0	10,3	15,2
Vriesdagen						23	22	18	17	4		
Volledige tellingen	1	0	0	1	1	1	2	1	0	1	1	1
Steltlopertellingen	2	0	0	4	2	3	2	1	0	2	1	1
Fuut				1	64	63	8	1		3	1	
Roodhalsfuut												
Aalschover	24		53	27	19	14	12	2				0
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger			0	1	1	0	0					0
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans												
Grauwe gans			6	119	38	390	5	352		25	10	
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	83		2	2	20	27	28	85		468	461	33
Bergeend juv.	18										0	37
Smient			6	225	386	97	445	32				
Krakeend							2	1		4	2	
Wintertaling			4	163	252	144	4					
Wilde eend			1	26	63	45	2	8		2	3	5
Pijlstaart			0	9	3	14	2	4				
Slobeend				9	49	9						
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet										0	1	0
Scholekster	33			4	8	2	4	2		39	37	7
Kluut	452		75	69	7	90	39	29		58	25	54
Kleine plevier												
Bontbekplevier												
Strandplevier												
Zilverplevier										2	78	56
Kievit	3						13	5		2	2	3
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper					119	157	95	136				
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto												
Rosse grutto	14									0	18	12
Regenwulp												
Wulp	82		30	25	19	12	6	11		2	2	29
Zwarte ruiter												
Tureluur	3									7	8	5
Groenpootruiter												
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper												
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern										8	3	
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1996-1997): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1996-1997): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1996-1997	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	15,7	16,6	12,2	10,3	5,8	1,2	-0,2	6,2	8,3	7,5	12,3	15,2
Vriesdagen					6	16	22	4	2	4		
Volledige tellingen	1	1	0	1	1	1	3	1	1	1	1	1
Steltlopertellingen	5	4	1	1	1	2	3	1	1	1	1	1
Fuut				10	2	22	6	0			0	2
Roodhalsfuut												
Aalschover	2	0		20	15	25	5	8	8	3	3	1
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger	1	1		1	0				0	1	1	
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans												
Grauwe gans				67	347	723	368	1.598	272			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	356	165		5	2	72	37	284	250	30	834	859
Bergeend juv.	16											
Smient				472	2.319	1.648	154	94	267	113	15	
Krakeend						7	19		0	3	1	
Wintertaling				147	47	80	78	172	155	51	5	
Wilde eend	1	2		117	46	7	25	33	2	6	3	4
Pijlstaart					1	52	213	114	22	2		
Slobeend				12	4			9	65	2		
Kuifeend						0	0	0	2	0		
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet				1	6	2						
Scholekster	63	20	4	3	1	3	0	3	24	29	24	17
Kluut	212	4	7	12	24	32	4	1	14	56	3	36
Kleine plevier												
Bontbekplevier		22	48	5								
Strandplevier												
Zilverplevier	0	35	3	3	2					2	8	31
Kievit	3								0	3	1	4
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper						1	20	28				
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto	0	0										
Rosse grutto	10	6								1	28	1
Regenwulp	0											
Wulp	61	67	69	29	12	17	2	5	4	4	1	4
Zwarte ruiter												
Tureluur	10					3	0		0	3	4	3
Groenpootruiter												
Witgatje	1	0										
Bosruiter												
Oeverloper	0	0										
Steenloper												
Visdief												
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1997-1998): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1997-1998): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1997-1998	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	16,4	19,1	13,8	9,7	6,7	5,2	4,8	6,2	8,2	9,9	15,8	16,5
Vriesdagen				4	2	4	8	6	3			
Volledige tellingen	0	2	2	2	1	2	1	1	3	1	4	1
Steltlopertellingen	0	2	2	2	1	2	1	1	3	1	4	1
Fuut		1	10	49	6	36	15	4	2		1	1
Roodhalsfuut												
Aalschover		17	2	16	14	6	6	4	2	4	3	1
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger			2	5	3	1	0		0	0		
Lepelaar												
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans						220	97	8				
Grauwe gans		59	268	427	413	778	332	119	26		3	
Brandgans						1	0					
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend		315	13	27	29	69	152	25	367	423	39	327
Bergeend juv.											1	15
Smient			167	24	564	80	24	412	49	23		
Krakeend		22	38	2	38	2						
Wintertaling			29	77	18	94	13	76	49	3		
Wilde eend			3	87	59	188	93	55	21	5	6	1
Pijlstaart				2	5	33	31	44	7			
Slobeend				1	1	4	1		1			
Kuifeend			32	12								
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet												
Scholekster		12	1	1	1	1	0	4	10	30	46	31
Kluut		164	30	19	68	17			8	57	2	15
Kleine plevier												
Bontbekplevier		42	128	31							1	
Strandplevier												
Zilverplevier		32	7							1	93	23
Kievit		6	22	30	27	10					1	
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper			4	4								
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto		12						2	7			
Rosse grutto			1	0						8	18	
Regenwulp												1
Wulp		60	34	27	3	23	15	23	18	1	0	12
Zwarte ruiter										1	26	1
Tureluur		46				2	1		14	4	36	6
Groenpootruiter										2	2	
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper			0	2								
Steenloper												
Visdief		76								1	3	23
Zwarte stern										1	1	
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1998-1999): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1998-1999): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1998-1999	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	17	17,6	15,7	10,3	4,2	5,1	5,9	3,7	7,6	10,4	15	15,9
Vriesdagen				1	10	7	7	11	4	1		
Volledige tellingen	4	4	3	2	3	3	2	1	3	0	1	1
Steltlopertellingen	4	4	3	2	3	3	2	1	3	0	1	1
Fuut	1	1	8	5	20	10	15	8	3			
Roodhalsfuut												
Aalschover	20	32	35	10	2	0	1				0	2
Kl zilverreiger												
Blauwe reiger		1	4	1	0	0	0	0				
Lepelaar												
Knobbelzwaan											4	1
Kleine zwaan												
Kolgans				2	15	28	243	2	1			
Grauwe gans	5	132	269	15	656	562	2.732	113	2			
Brandgans												
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca		0	1									
Bergeend	75	31	160	44	13	25	60	79	117		199	295
Bergeend juv.	1										20	3
Smient			225	1.384	912	515	242	735	265			
Krakeend		5	12	3	2	7	17	7	1		10	4
Wintertaling		0	52	7	114	13	22	141	4			
Wilde eend	0		7		37	3	27	47	17		2	0
Pijlstaart			0	7	18	23	28	28	4			
Slobeend							1	3	1			
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet	0	1									2	0
Scholekster	62	8			0		5	7	9		14	49
Kluut	29	123	44	44	24	3	6	80	12		1	1
Kleine plevier												
Bontbekplevier		3	31					8	19			
Strandplevier												
Zilverplevier	2	59	4								265	64
Kievit	1	1	9	10	0						1	18
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper							3	4	2			
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper												
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto												
Rosse grutto	12	8										
Regenwulp	5	1										
Wulp	49	44	27	9	5	1	3	15	13		2	9
Zwarte ruiter												
Tureluur	0	1	1						2		6	2
Groenpootruiter	0	0										
Witgatje	2	14	2									
Bosruiter												
Oeverloper												
Steenloper												
Visdief	18	65	29								0	4
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (1999-2000): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (1999-2000): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

1999-2000	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	19,9	18	18,3	11,3	6,8	5,1	4,6	6,3	7,4	10,4	15,6	17
Vriesdagen					7	5	10	3	1	3		
Volledige tellingen	2	2	6	4	3	2	2	4	2	4	3	3
Steltlopertellingen	2	2	6	4	3	2	2	4	2	4	3	3
Fuut		6	17	36	13	6	28	14	11	5	0	
Roodhalsfuut												
Aalschover	9	29	19	15	18	2	9	4	4	5	3	4
Kl zilverreiger												0
Blauwe reiger		2	1	2	0	0	5	0	0	1	0	
Lepelaar												
Knobbelzwaan			1									
Kleine zwaan												
Kolgans					28	33	1	3	5			
Grauwe gans		0	116	584	78	162	186	225	54	2	1	7
Brandgans			0	1	3							
Rotgans										0		
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	364	421	16	62	92	64	162	134	128	428	40	184
Bergeend juv.											2	16
Smient			195	123	1.415	1.654	248	94	52	219	1	0
Krakeend	1	5	3						3	2	6	1
Wintertaling		1	95	7	42	24	273	85	37	34		
Wilde eend	2	9	23	44	63	66	59	19	13	12	6	0
Pijlstaart					9	12	6	1	5	1		
Slobeend				1					5	5		
Kuifeend												
Waterral												
Waterhoen												
Meerkoet												
Scholekster	147	58	11	9	10	5	3	4	37	25	16	18
Kluut	427	215	72	13	89	22	6	0	16	172	32	16
Kleine plevier												
Bontbekplevier	3	22	1	6								
Strandplevier												
Zilverplevier	6	57	13	8							93	23
Kievit	44	125	28	3	4		6	16	3	0	1	6
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper		2	2	95	178			7	2			
Kemphaan												
Watersnip												
Grutto										1		
Rosse grutto	4	57	26	3								
Regenwulp												
Wulp	17	139	99	59	28	19	5	37	34	2		10
Zwarte ruiter										1	1	
Tureluur	2	0	2	0	2				75	58	3	2
Groenpootruiter			1	0							2	
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper		2	1	2					9	7		
Steenloper										0	0	
Visdief	3									2	10	18
Zwarte stern												
Zeekoet												

Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (2000-2001): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

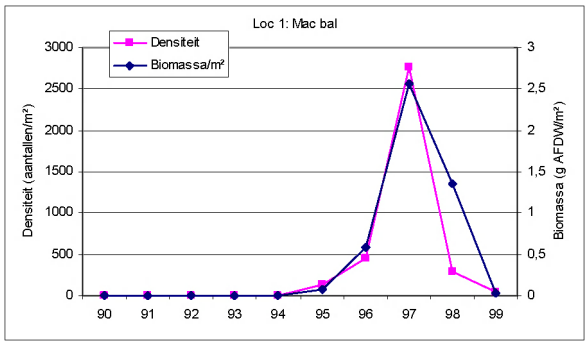
Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (2000-2001): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

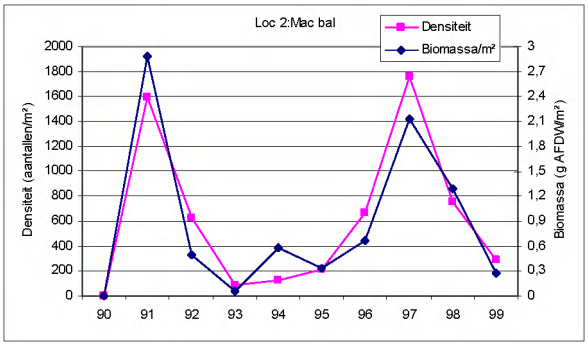
2000-2001	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma	apr	mei	juni
Gem. temperatuur (°C)	16,2	18,4	16,7	12,1	8,3	5,3	3,3	5,2	6,3	8,8	15,2	16
Vriesdagen						11	15	10	6	2		
Volledige tellingen	2	6	2	2	3	2	2	2	2	4	3	3
Steltlopertellingen	2	6	2	2	3	2	2	2	2	4	3	3
Fuut	0	1	0	6	2	2	18	5	3	0	3	3
Roodhalsfuut												
Aalschover	6	16	14	1	9		1	4	6	1	5	5
Kl zilverreiger	0											
Blauwe reiger		2	1		1	3	0				0	
Lepelaar												1
Knobbelzwaan												
Kleine zwaan												
Kolgans		0			10	2	260	4				
Grauwe gans	1	12	128	286	131	196	118	172	27	5	1	1
Brandgans		7	6			3	0					
Rotgans												
Nijlgans												
Casarca												
Bergeend	243	125	145	79	95	22	266	25	292	93	33	40
Bergeend juv.	0											
Smient		13	62	927	1.151	1.657	1.597	412	19	18		
Krakeend	7	2	6	1				6	2	0	1	4
Wintertaling			142	263	44	19	2	4	27	4		
Wilde eend		8	16	43	13	8	7	53	22	5	9	1
Pijlstaart					0	5	30	27	3			
Slobeend									5	0		
Kuifeend												
Waterral										0		
Waterhoen												
Meerkoet												
Scholekster	22	2	1	6	11	5	26	9	2	6	12	16
Kluut	184	26	16	19	1	84	39	3	46	52	24	63
Kleine plevier												
Bontbekplevier	4	19	16			25	3					
Strandplevier												
Zilverplevier	15	35	1							1	135	53
Kievit	1	7	95								0	5
Kanoetstrandloper												
Drieteenstrandloper												
Kleine strandloper												
Krombekstrandloper												
Bonte strandloper												
Kemphaan												
Watersnip		1	1									
Grutto												
Rosse grutto	2	19									3	2
Regenwulp												
Wulp	41	94	85	50	54	37	24	36	37	12	5	19
Zwarte ruiter												
Tureluur	1	0			4	16	1			1	5	
Groenpootruiter		3	0									
Witgatje												
Bosruiter												
Oeverloper	15	8	2			2	0				2	
Steenloper												1
Visdief	24	27	1								26	55
Zwarte stern												
Zeekoet												

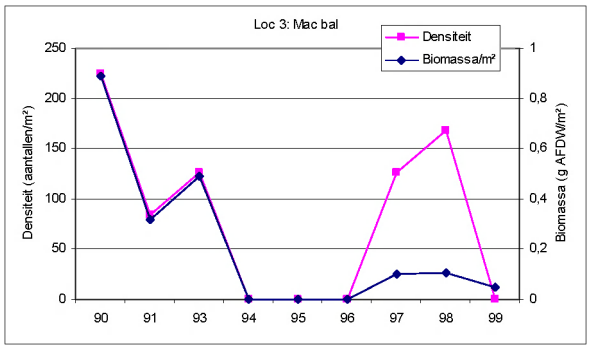
Bijlage VI-1: Watervogeltellingen op het Groot Buitenschoor (2001-2002): maandgemiddelden van de waarnemingen (aantal vogeldagen/aantal dagen in de maand; lege cel : geen waarneming; 0 : gemiddelde < 0,5).

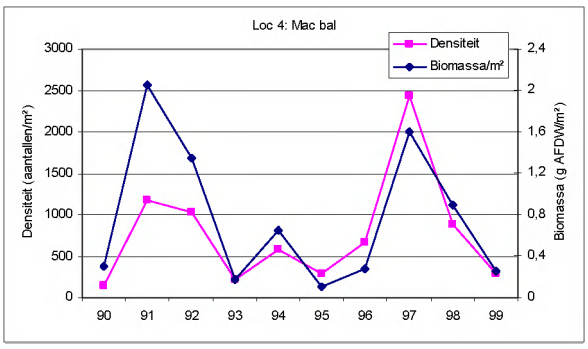
Annex VI-1: Waterbirds on "The Groot Buitenschoor" (2001-2002): monthly means of observations (number of bird days/number of days in the month; empty cell : species not observed; 0 : mean < 0,5).

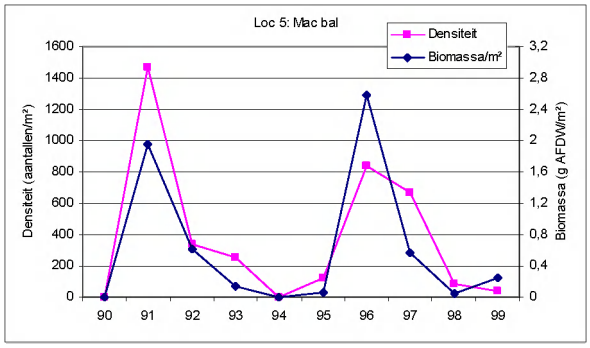
2001-2002	juli	aug	sept	okt	nov	dec	jan	feb	ma
Gem. temperatuur (°C)	19,4	19,5	14						
Vriesdagen									
Volledige tellingen	3	3	2	2	3	5	2	2	4
Steltlopertellingen	3	3	2	2	3	5	2	2	4
Fuut	0	1		5	16	15	7	7	5
Roodhalsfuut									
Aalschover	34	45	39	12	1	4	3	2	1
Kl zilverreiger									0
Blauwe reiger	1	1	2	2	3	1			
Lepelaar		0							
Knobbelzwaan						1	1		
Kleine zwaan									
Kolgans				17	113	2	35	62	9
Grauwe gans	1	114	116	162	858	183	959	14	23
Brandgans									
Rotgans									
Nijlgans									
Casarca									
Bergeend	87	161	429	136	22	141	67	187	255
Bergeend juv.									
Smient		2	482	1.334	1.777	1.552	288	28	663
Krakeend	2	2						4	9
Wintertaling		12	163	20	14	87			27
Wilde eend	4	9	37	61	74	7	4	71	12
Pijlstaart			1	0	7	2	1	3	3
Slobeend									
Kuifeend									
Waterral									
Waterhoen									
Meerkoet									
Scholekster	66	36	10	12	28	17	6	16	15
Kluut	287	211	4	32	12	94	10	56	57
Kleine plevier									
Bontbekplevier				3	1				83
Strandplevier									
Zilverplevier	5	47	0	3	1				
Kievit	6	0	196	23	0	214	20	37	
Kanoetstrandloper									
Drieteenstrandloper									
Kleine strandloper									
Krombekstrandloper									
Bonte strandloper				2	34	726	1	0	28
Kemphaan									
Watersnip									
Grutto									0
Rosse grutto	13	37	11						0
Regenwulp									
Wulp	79	2	64	14	47	34	48	100	15
Zwarte ruiter									
Tureluur	6	0							3
Groenpootruiter									
Witgatje									
Bosruiter									
Oeverloper		7	5						
Steenloper	0								
Visdief	3								
Zwarte stern									
Zeekoet									

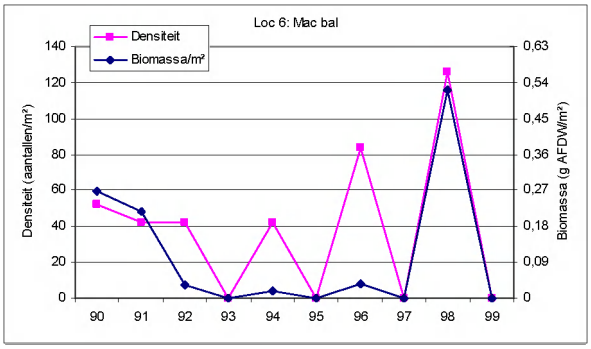


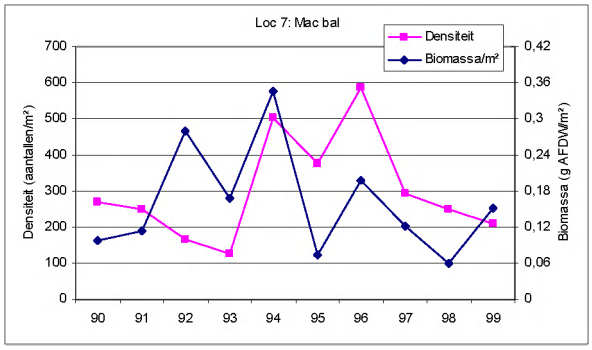


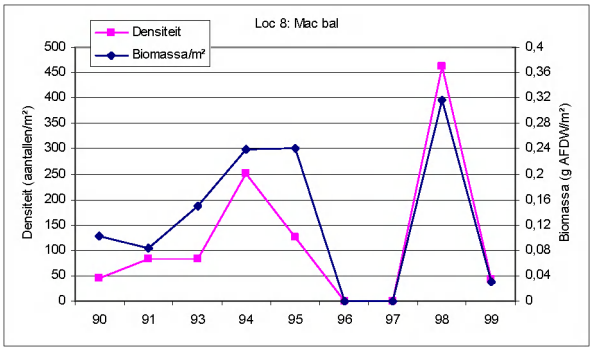




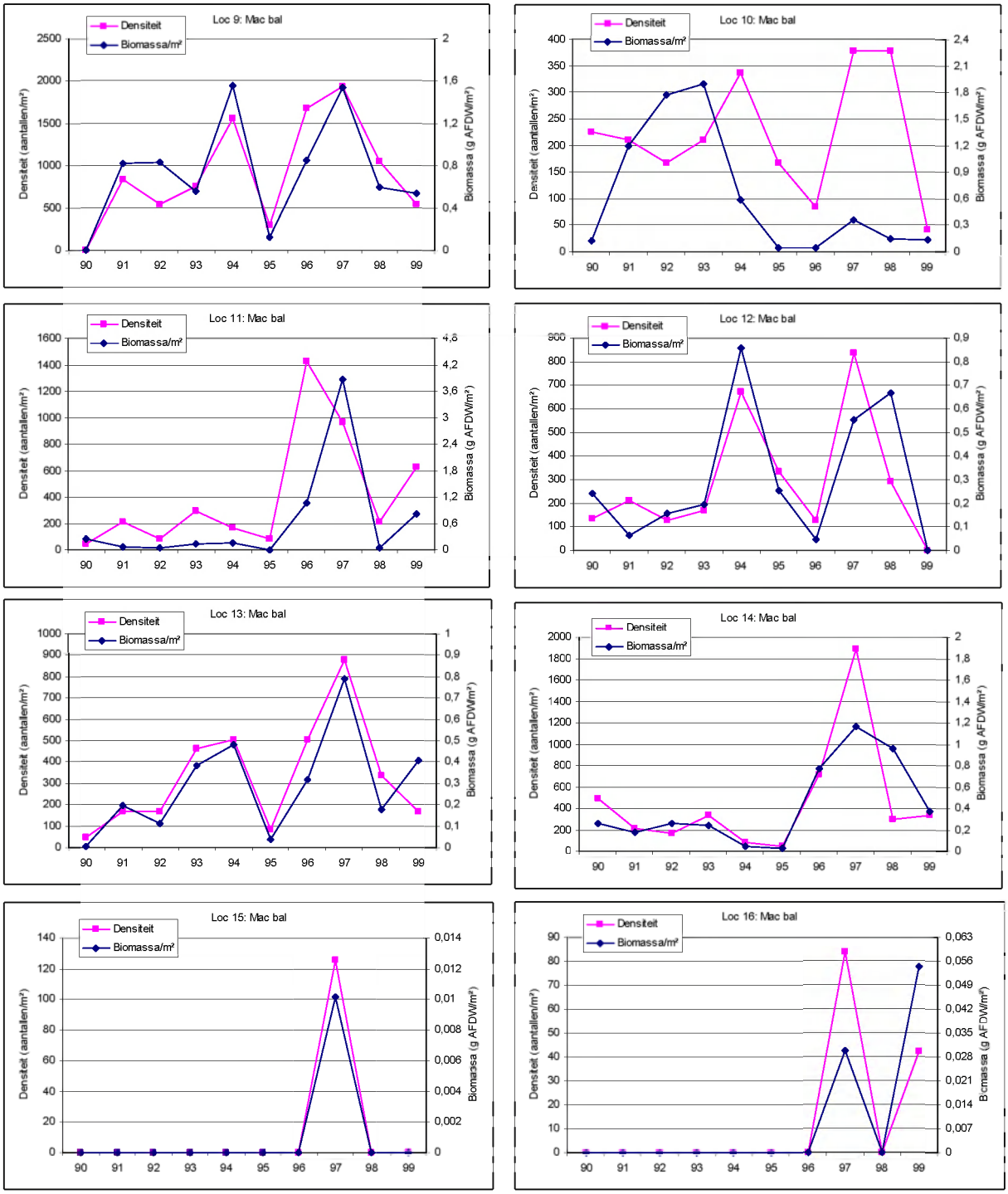






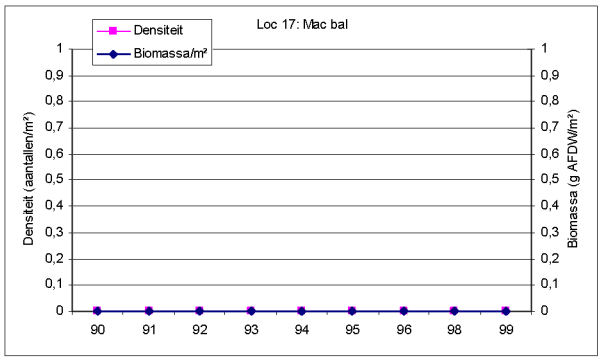


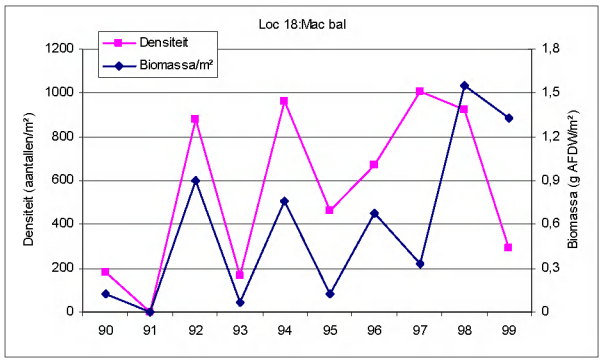
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Macoma balthica* uitgedrukt per locatie per jaar.
Annex VII-1: Density and biomass for Macoma baltica given per sample site and per year.

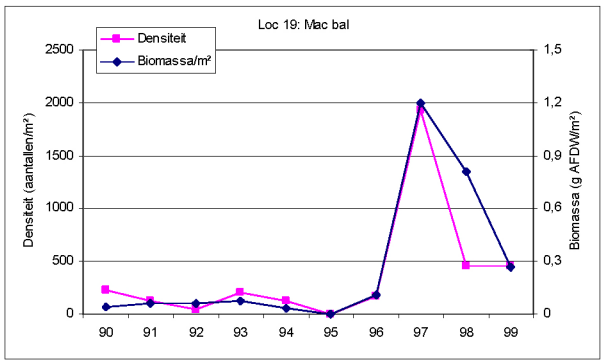


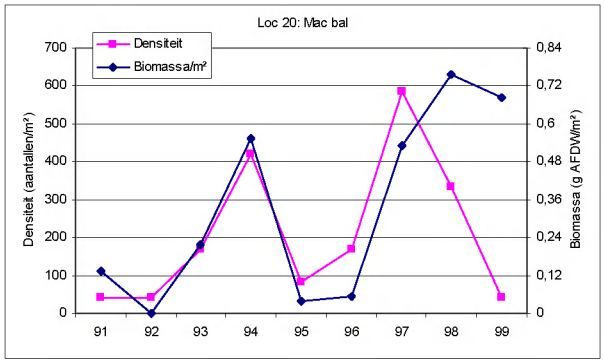
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Macoma balthica* uitgedrukt per locatie per jaar.

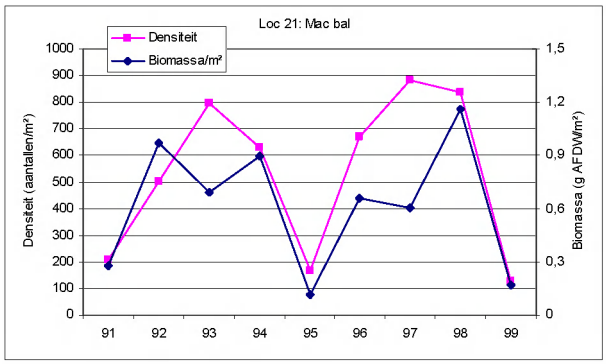
Annex VII-1: Density and biomass for Macoma baltica given per sample site and per year.

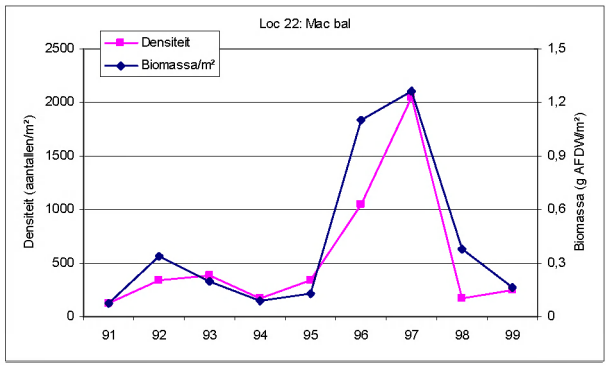


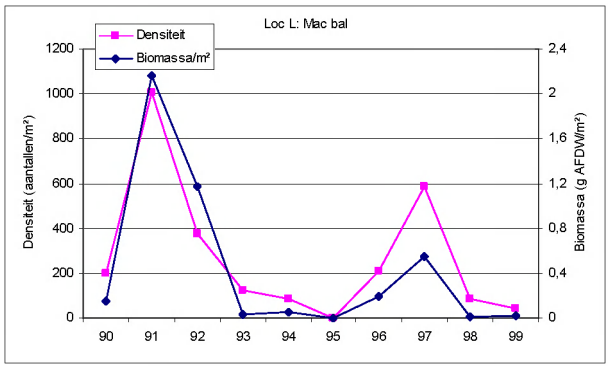


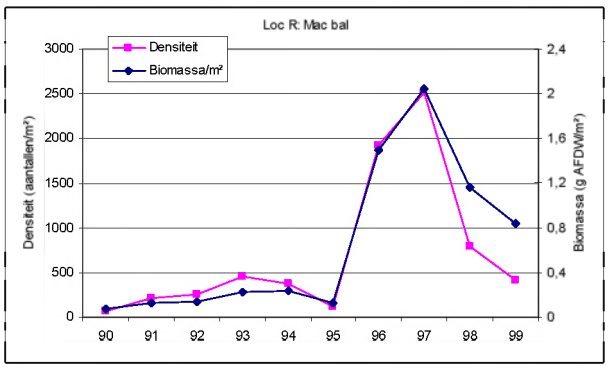






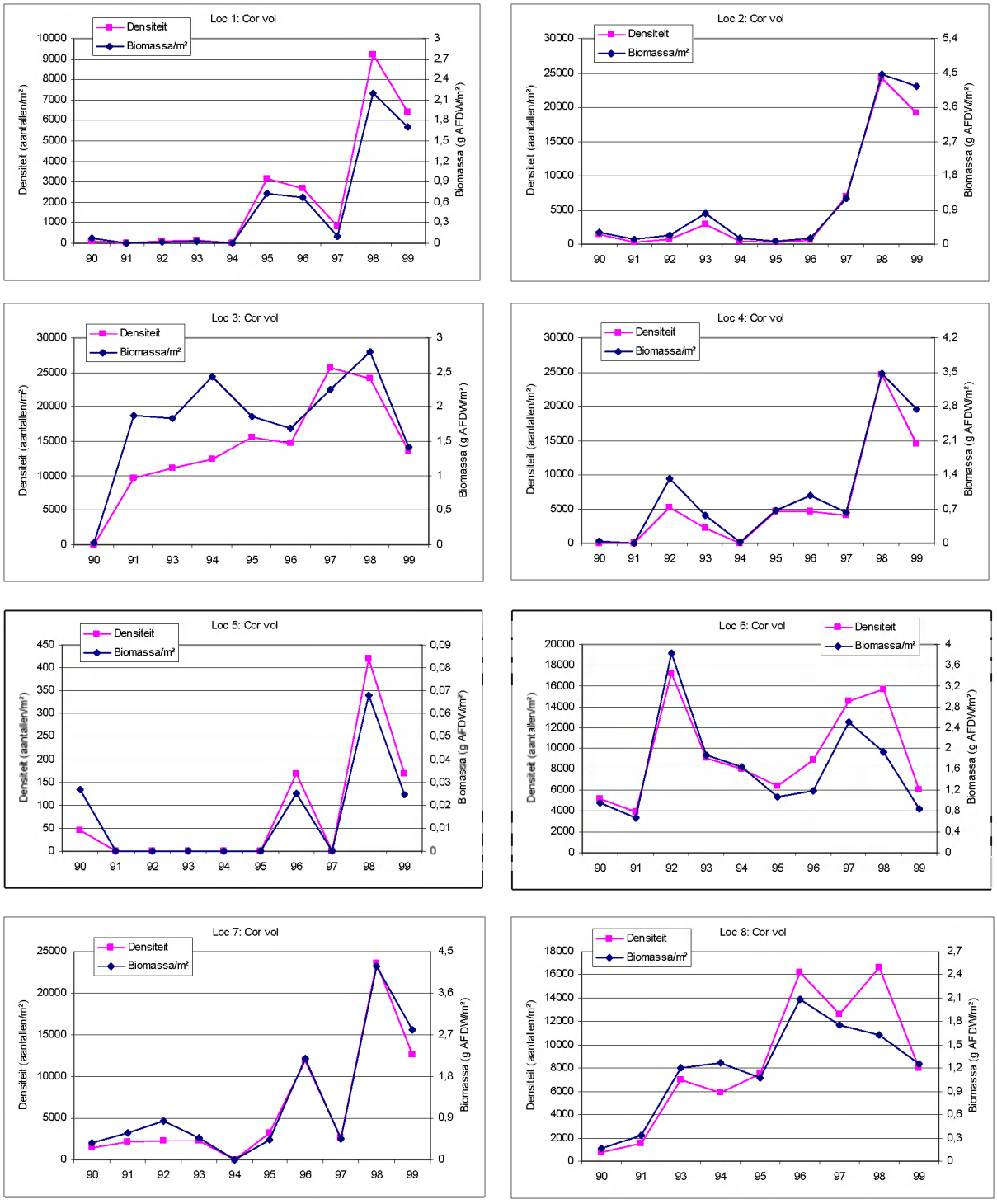






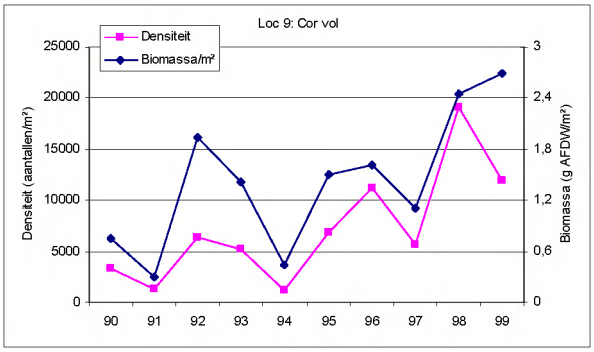
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Macoma balthica* uitgedrukt per locatie per jaar.

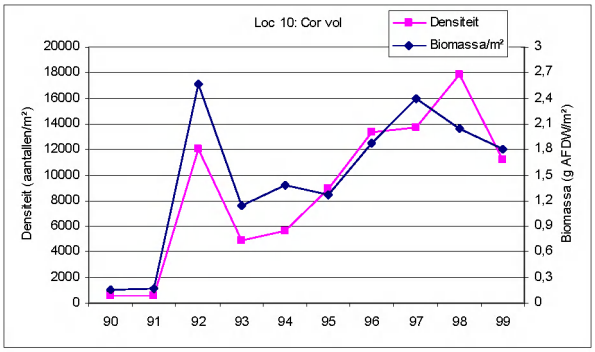
Annex VII-1: Density and biomass for Macoma baltica given per sample site and per year.

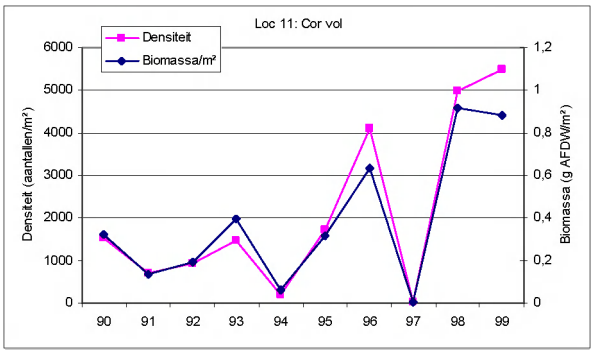


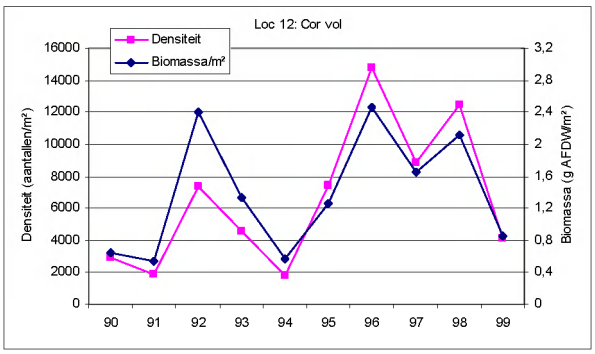
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Corophium volutator* uitgedrukt per locatie per jaar.

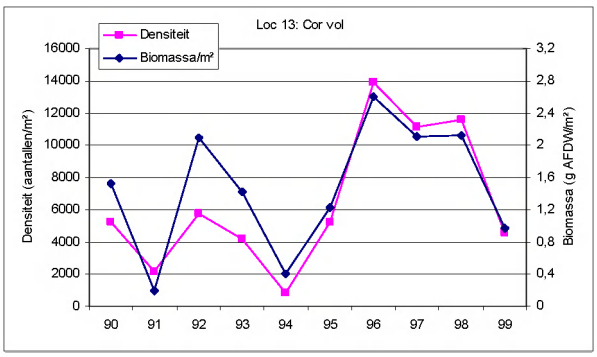
Annex VII-1: Density and biomass for *Corophium volutator* given per sample site and per year.

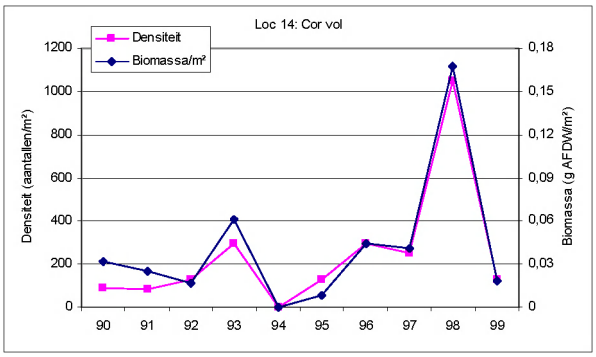


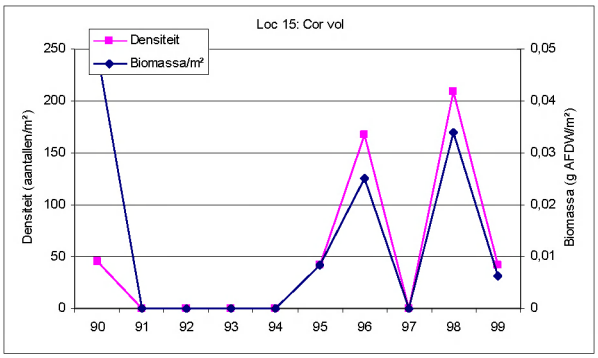


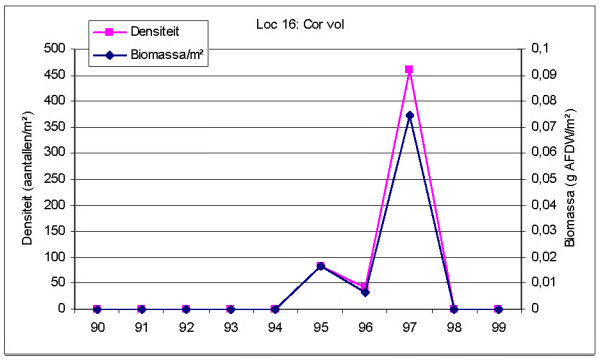






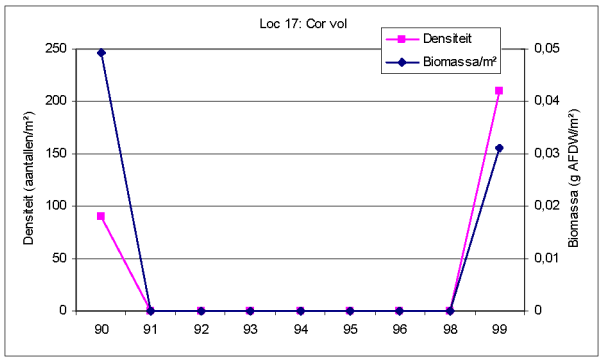


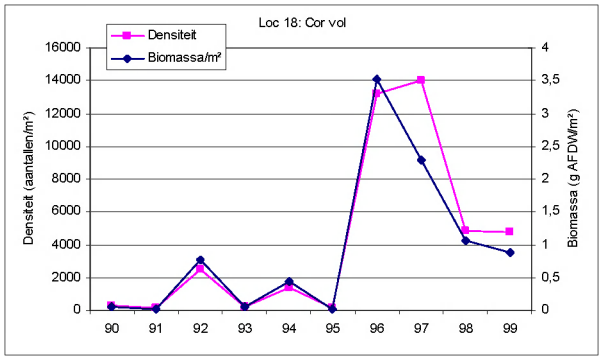


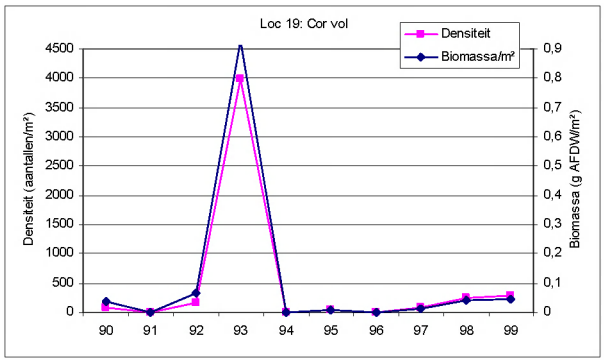


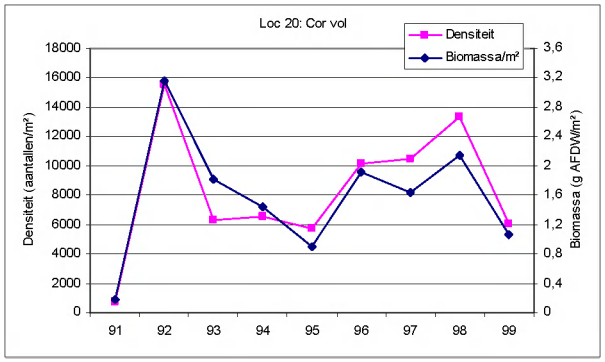
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Corophium volutator* uitgedrukt per locatie per jaar.

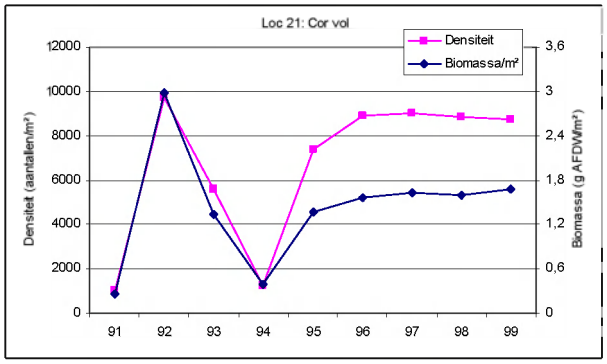
Annex VII-1: Density and biomass for *Corophium volutator* given per sample site and per year.

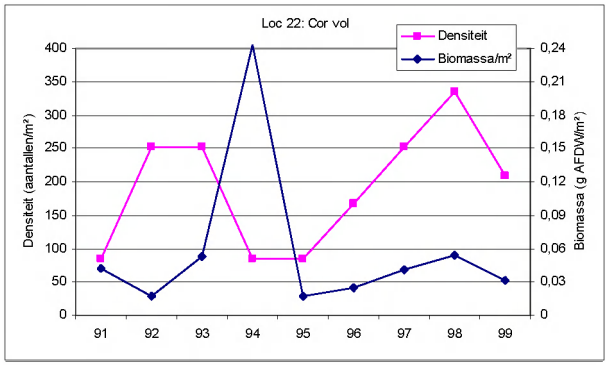


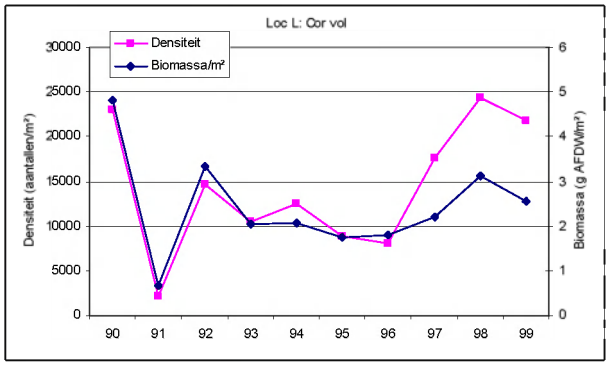


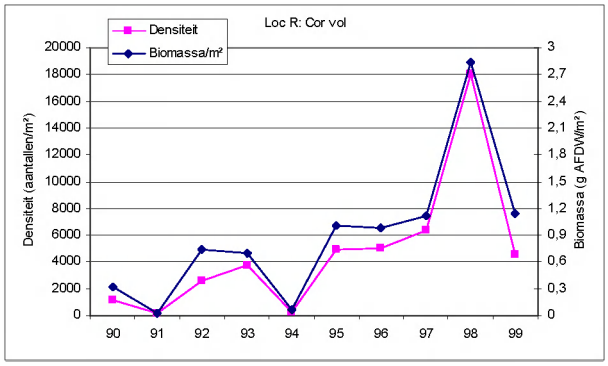












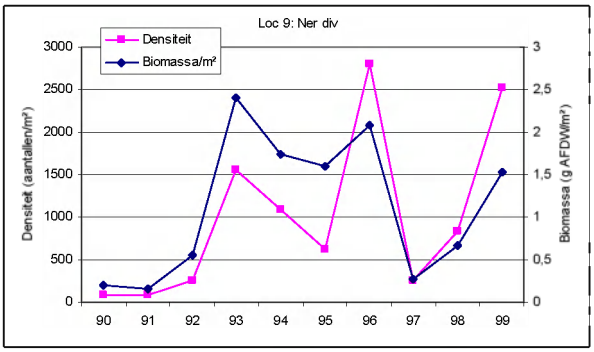
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Corophium volutator* uitgedrukt per locatie per jaar.

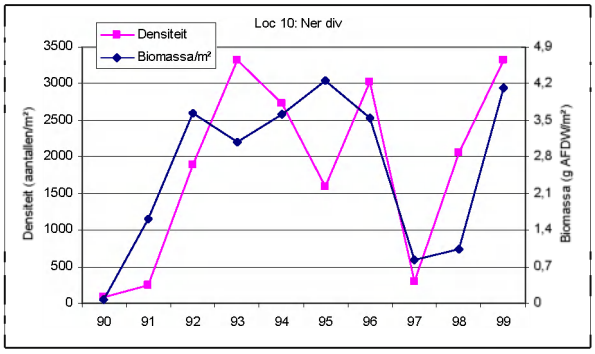
Annex VII-1: Density and biomass for *Corophium volutator* given per sample site and per year.

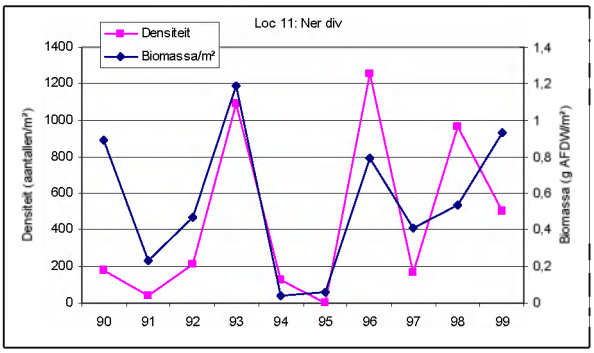


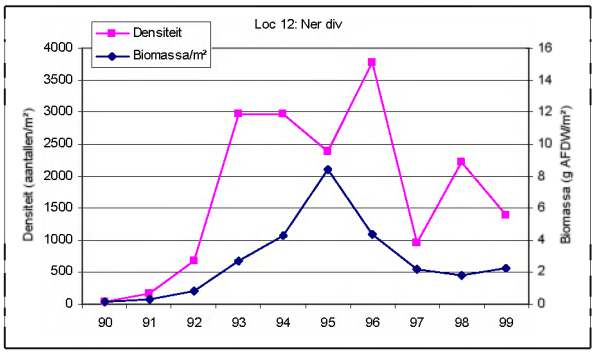
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Nereis diversicolor* uitgedrukt per locatie per jaar.

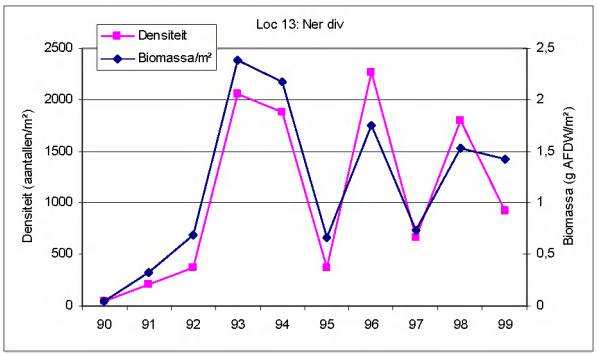
Annex VII-1: Density and biomass for *Nereis diversicolor* given per sample site and per year.

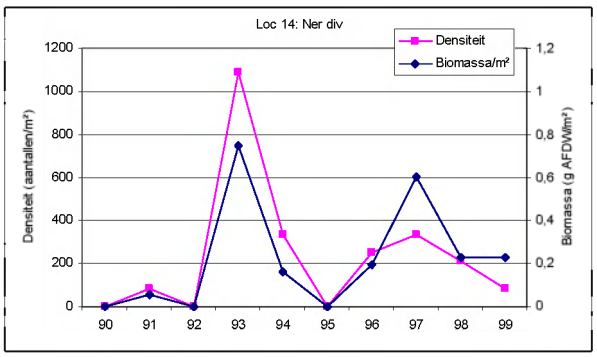


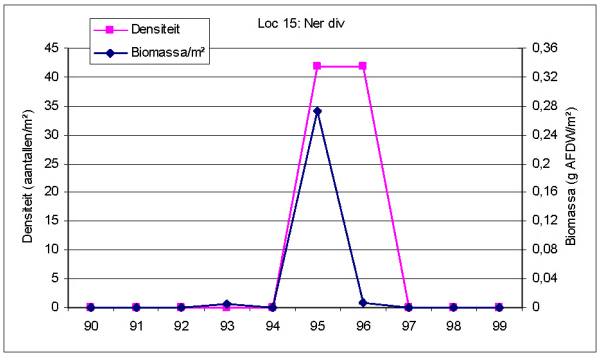


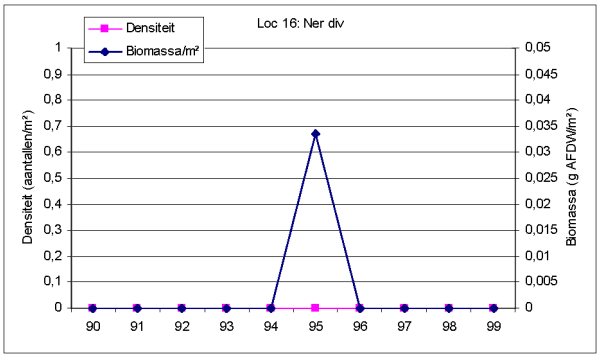












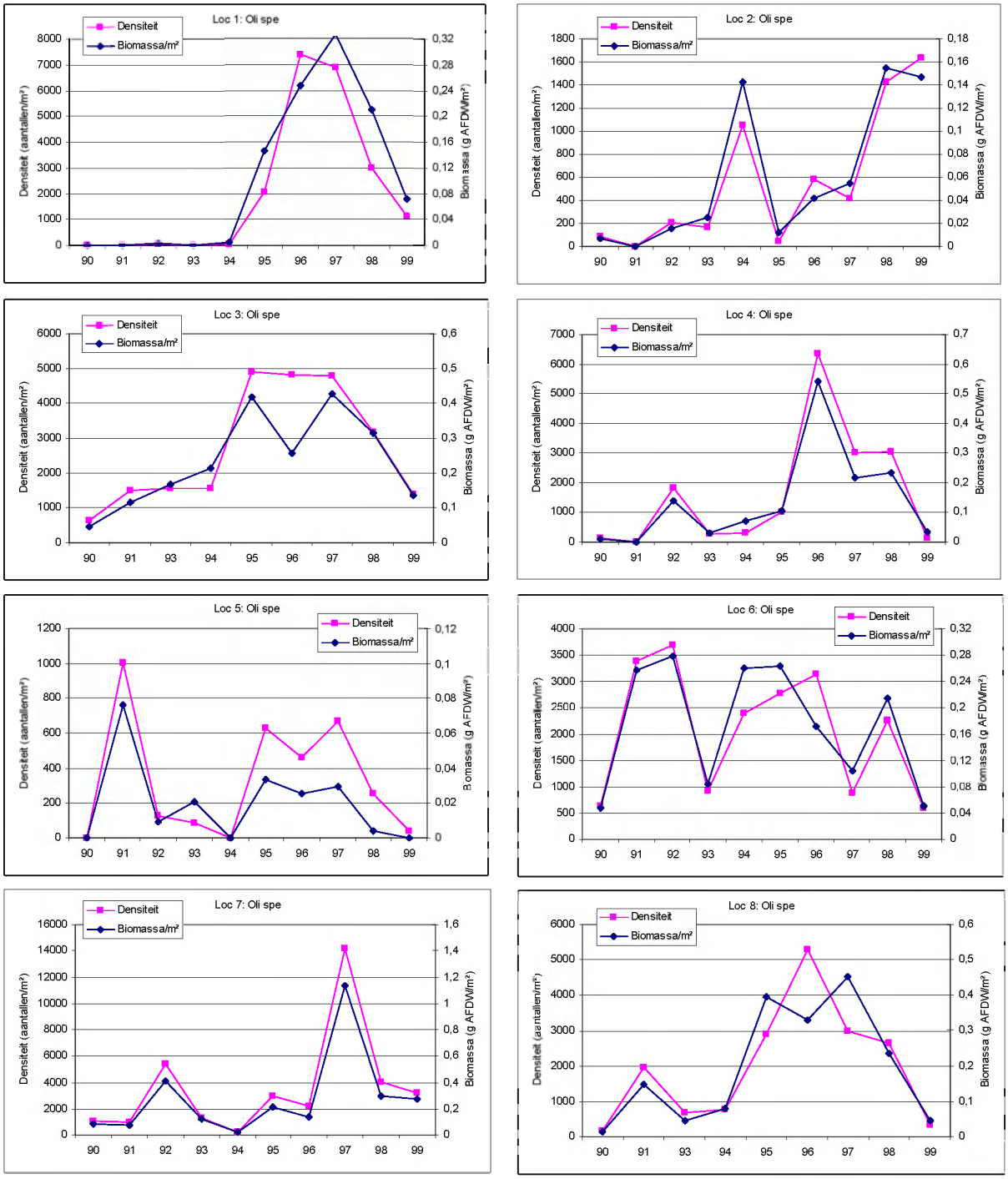
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Nereis diversicolor* uitgedrukt per locatie per jaar.

Annex VII-1: Density and biomass for *Nereis diversicolor* given per sample site and per year.



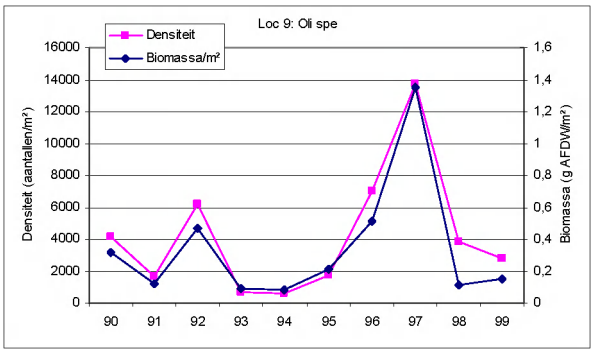
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Nereis diversicolor* uitgedrukt per locatie per jaar.

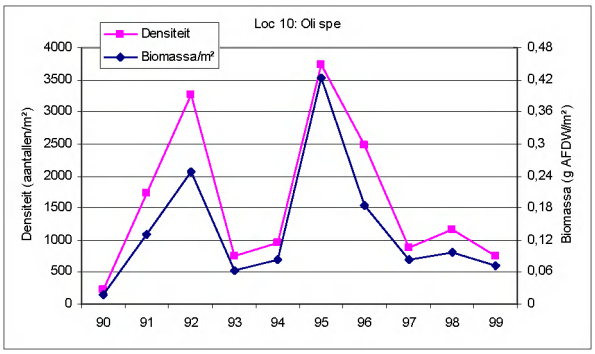
Annex VII-1: Density and biomass for *Nereis diversicolor* given per sample site and per year.

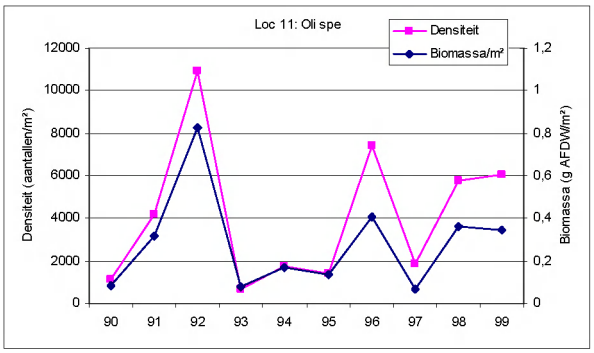


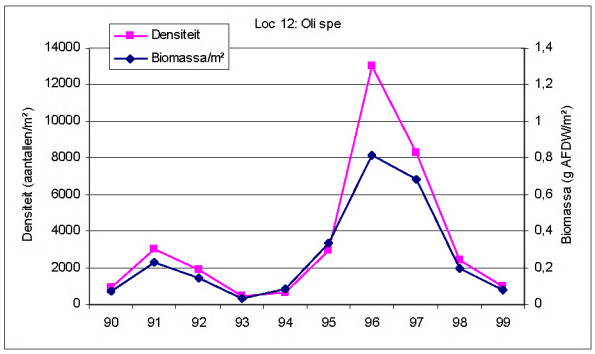
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor Oligochaeta uitgedrukt per locatie per jaar.

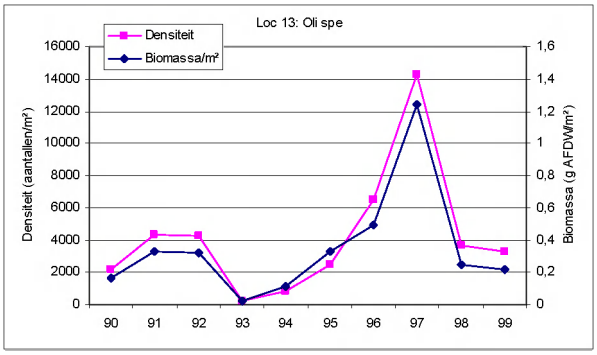
Annex VII-1: Density and biomass for Oligochaeta given per sample site and per year.

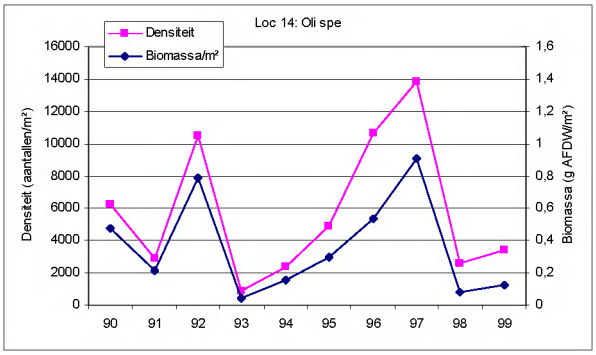


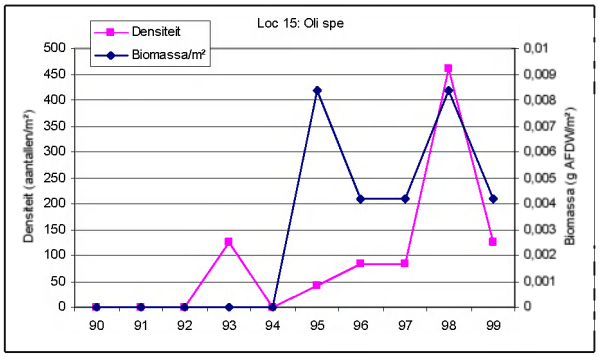


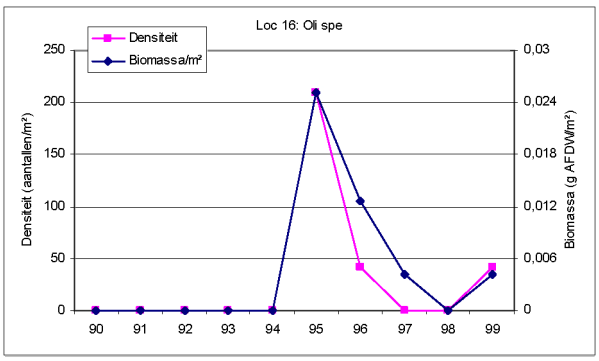






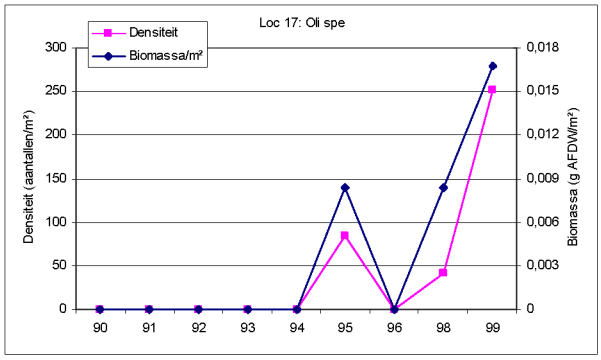


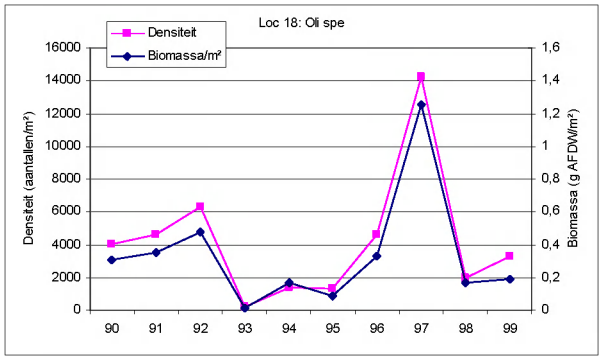


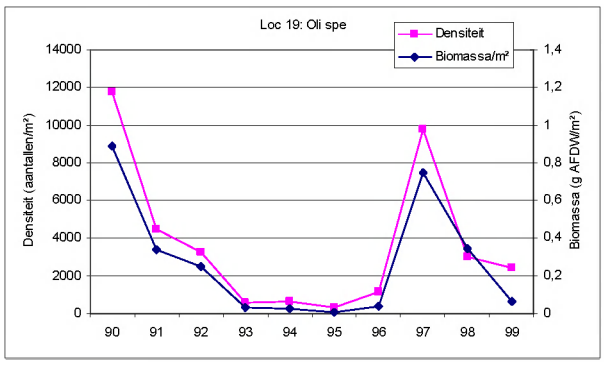


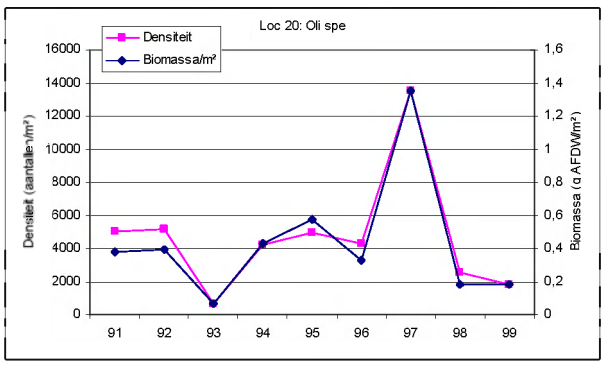
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor Oligochaeta uitgedrukt per locatie per jaar.

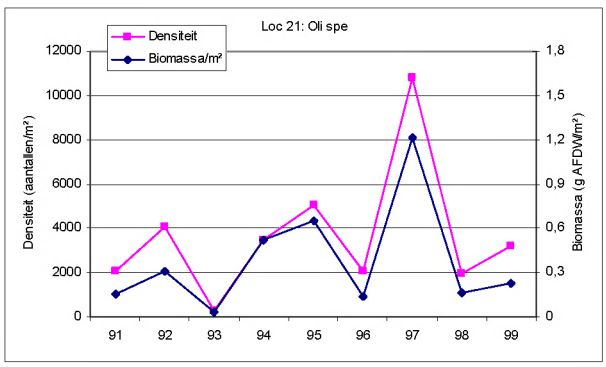
Annex VII-1: Density and biomass for Oligochaeta given per sample site and per year.

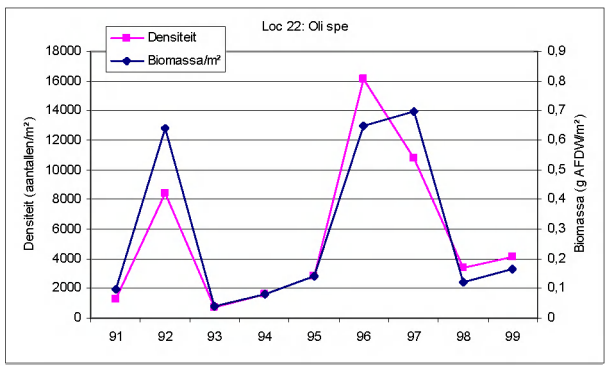


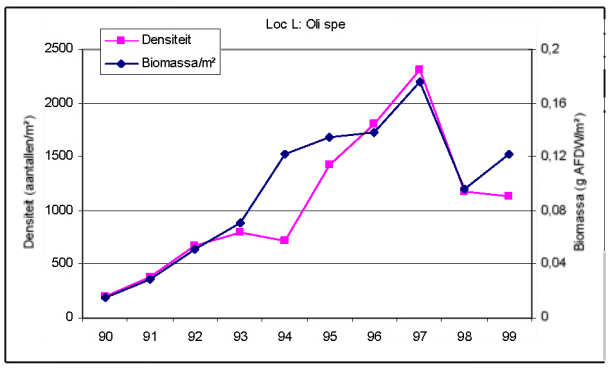


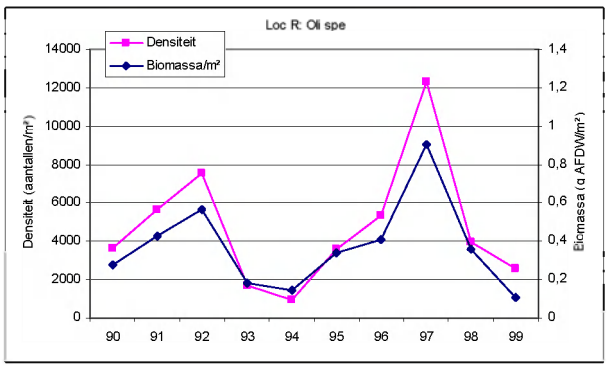






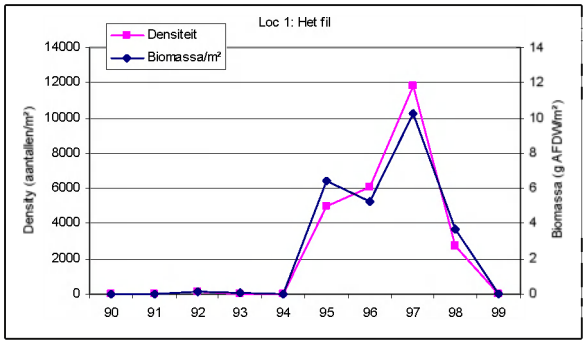


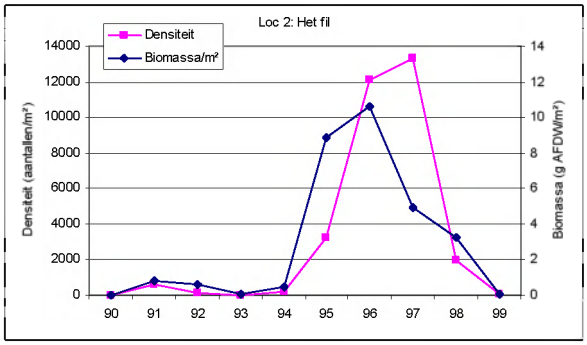


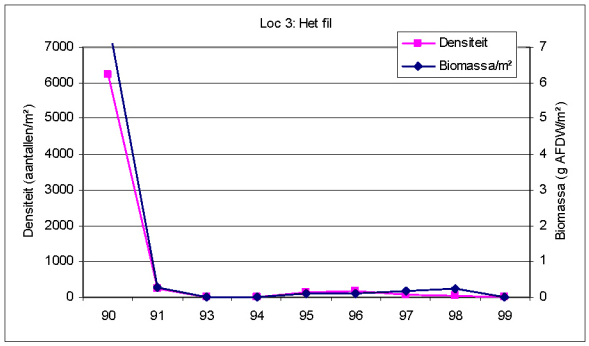


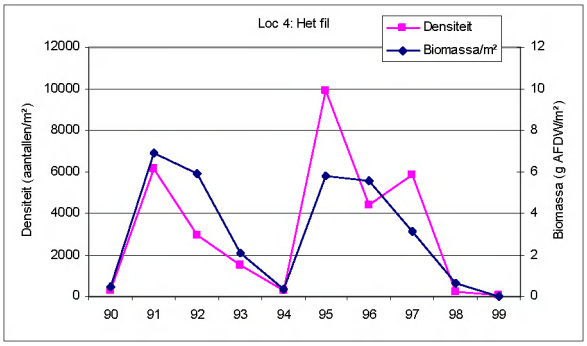
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor Oligochaeta uitgedrukt per locatie per jaar.

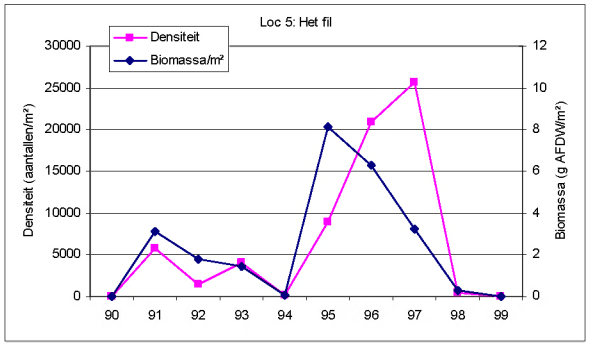
Annex VII-1: Density and biomass for Oligochaeta given per sample site and per year.

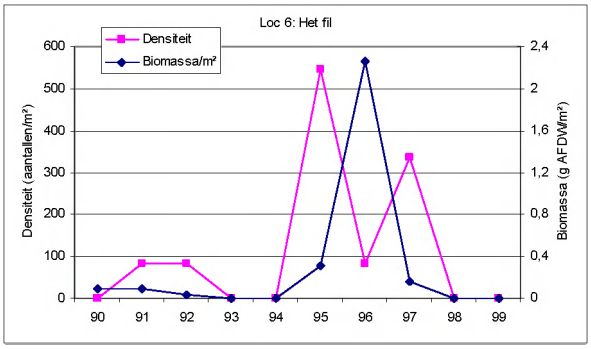


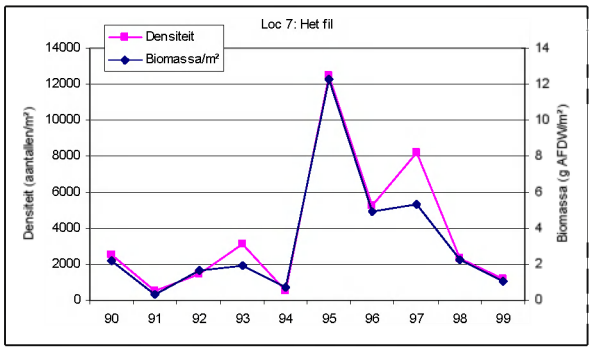


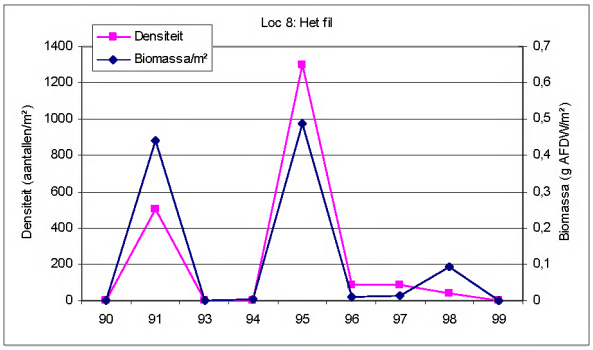






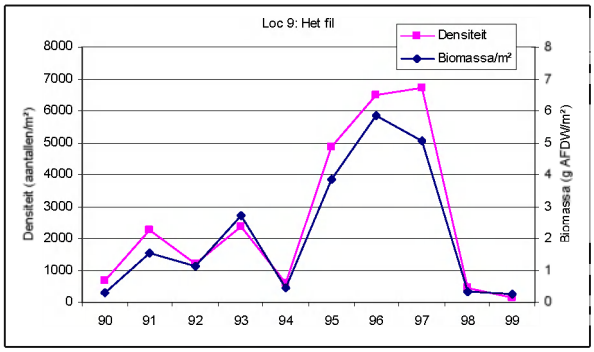


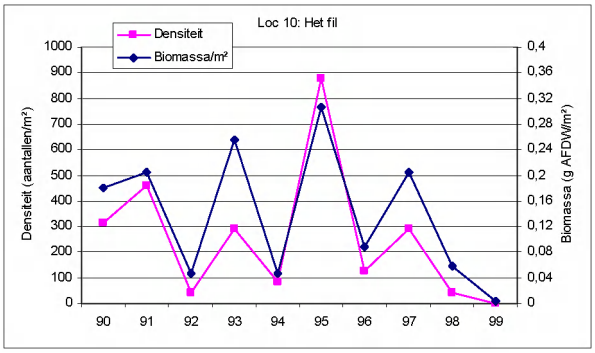


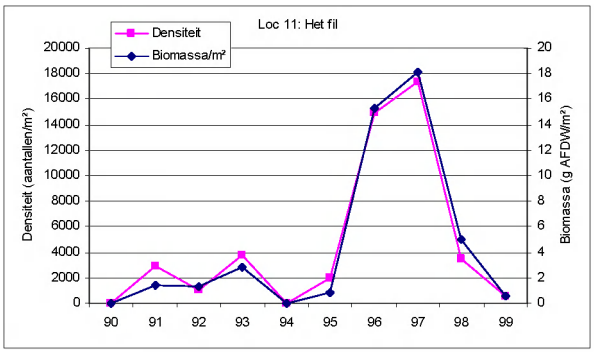


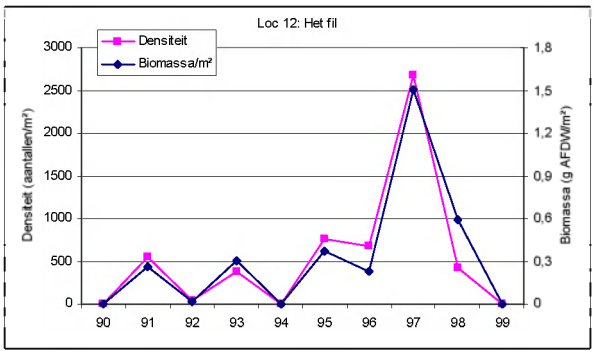
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Heteromastus filiformis* uitgedrukt per locatie per jaar.

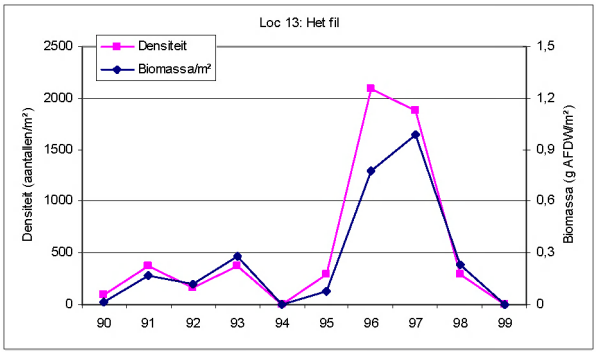
Annex VII-1: Density and biomass for *Heteromastus filiformis* given per sample site and per year.

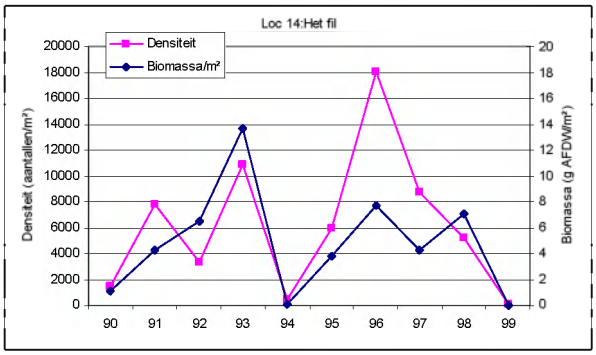


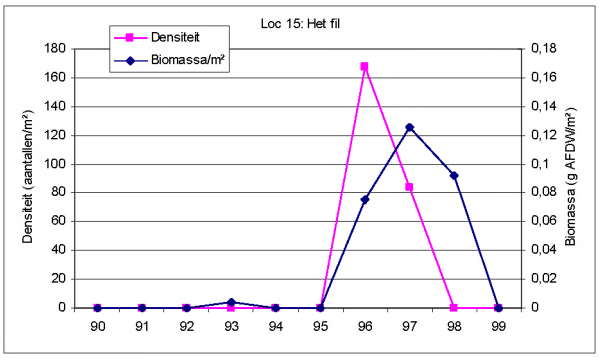


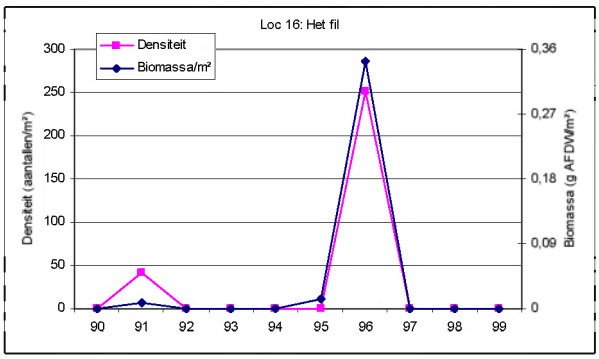






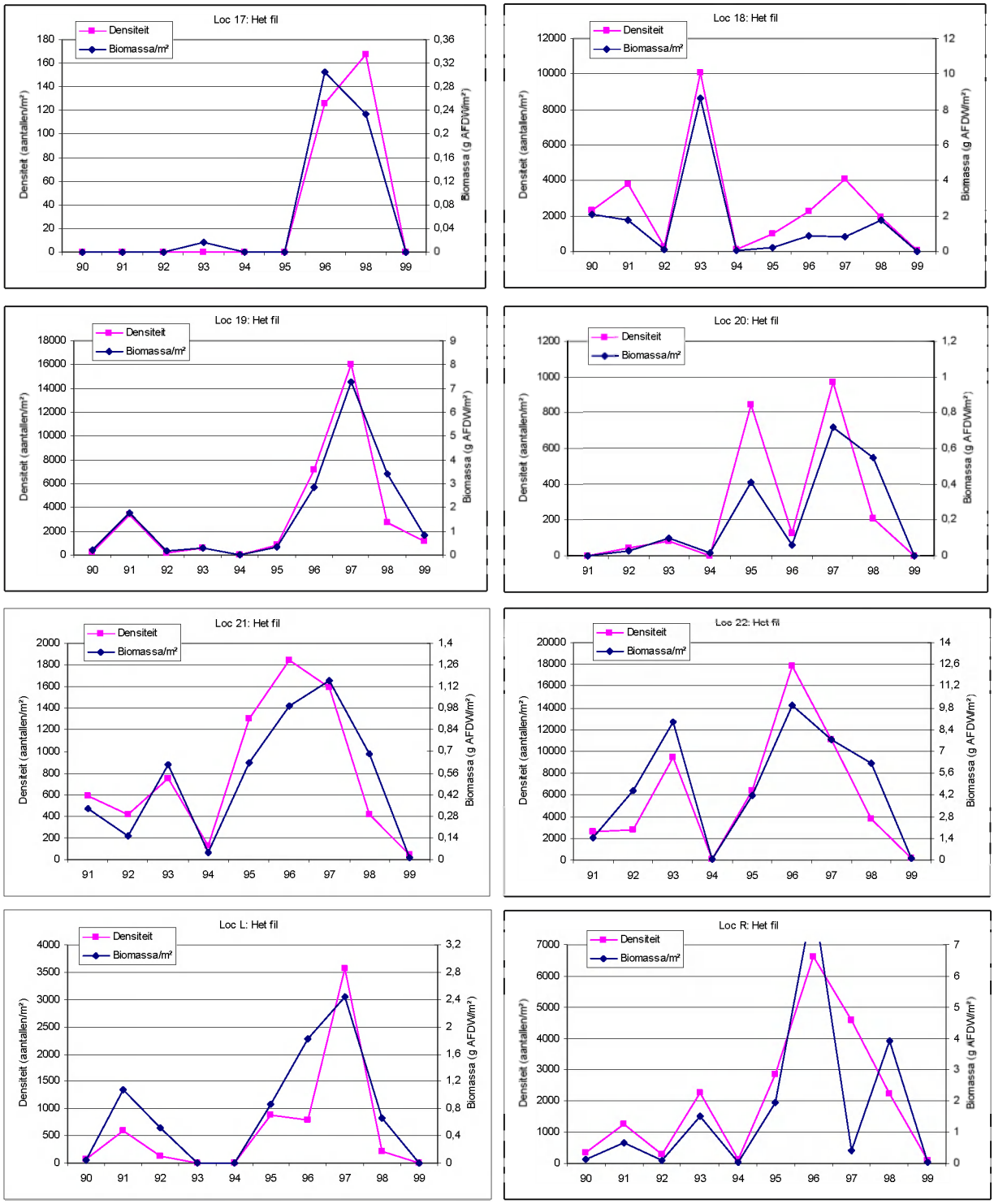






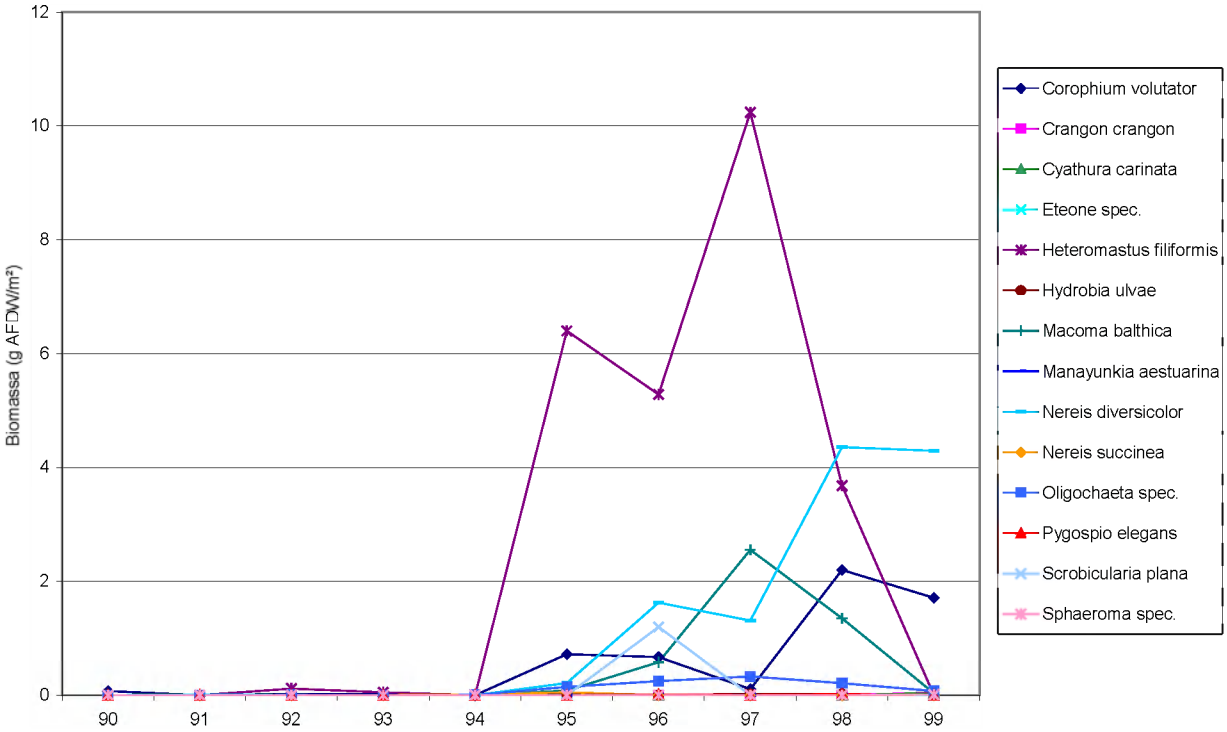
Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Heteromastus filiformis* uitgedrukt per locatie per jaar.

Annex VII-1: Density and biomass for *Heteromastus filiformis* given per sample site and per year.

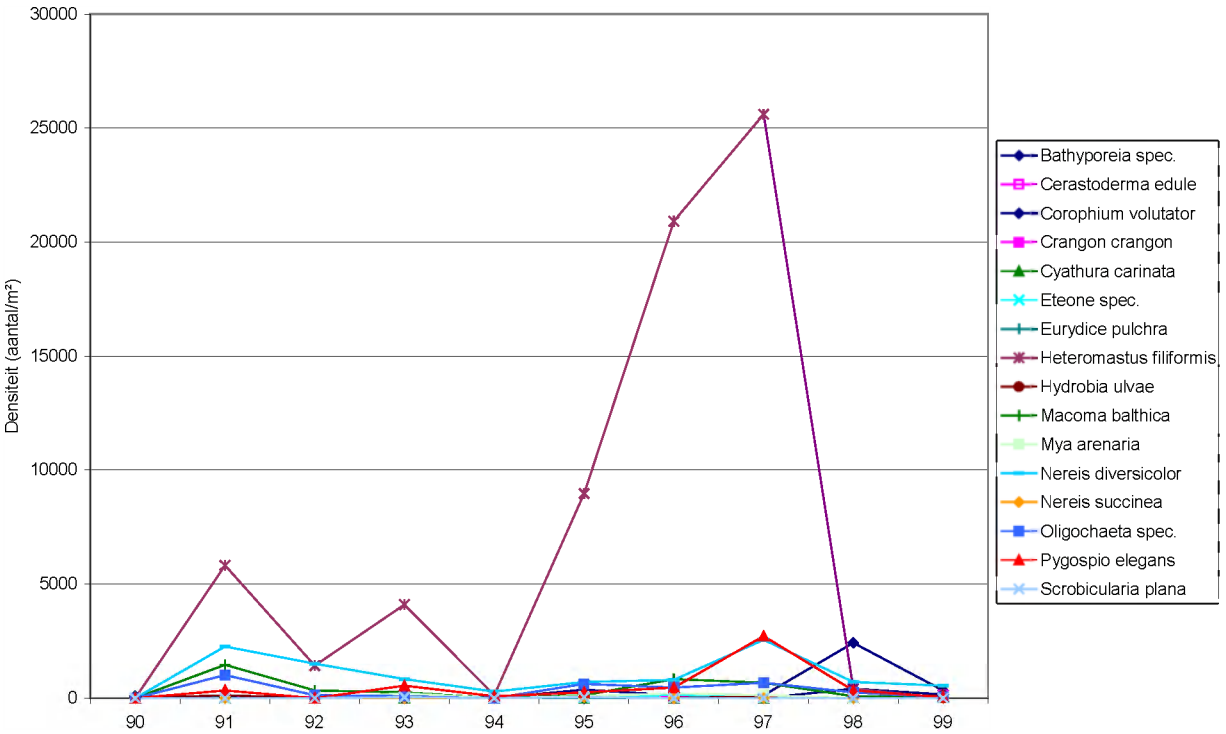


Bijlage VII-1: Densiteit en biomassa voor *Heteromastus filiformis* uitgedrukt per locatie per jaar.

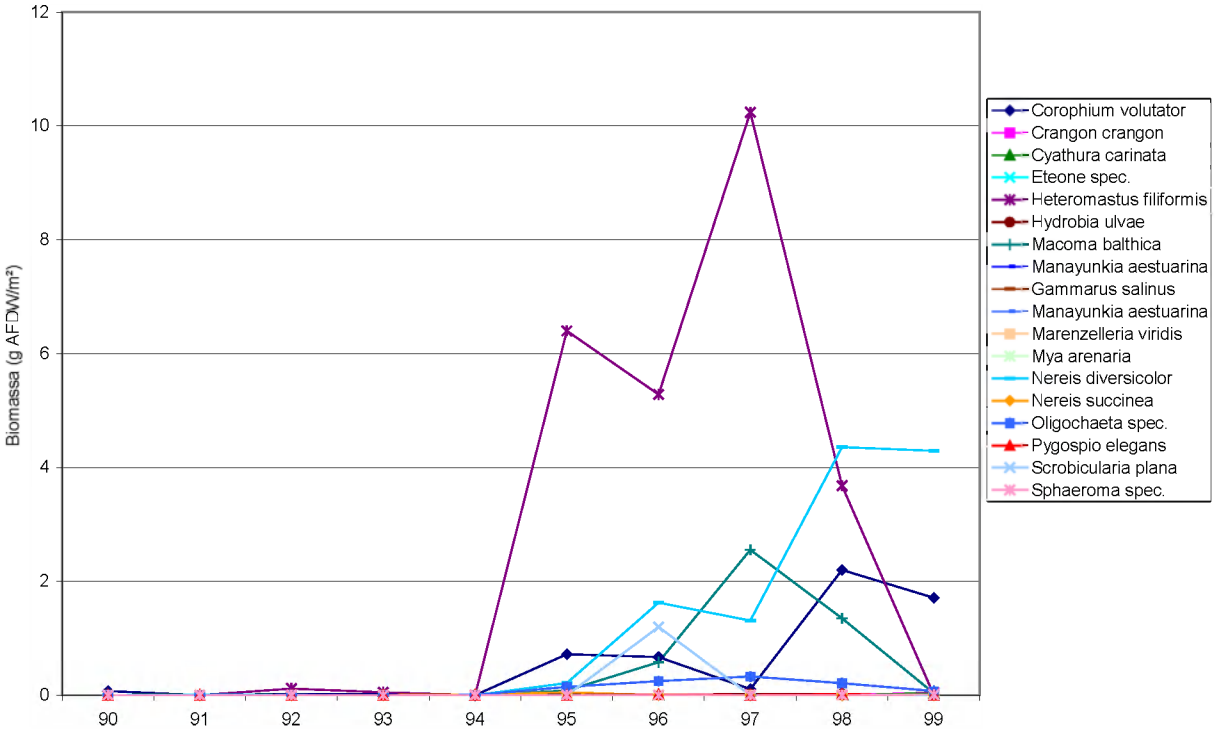
Annex VII-1: Density and biomass for *Heteromastus filiformis* given per sample site and per year.



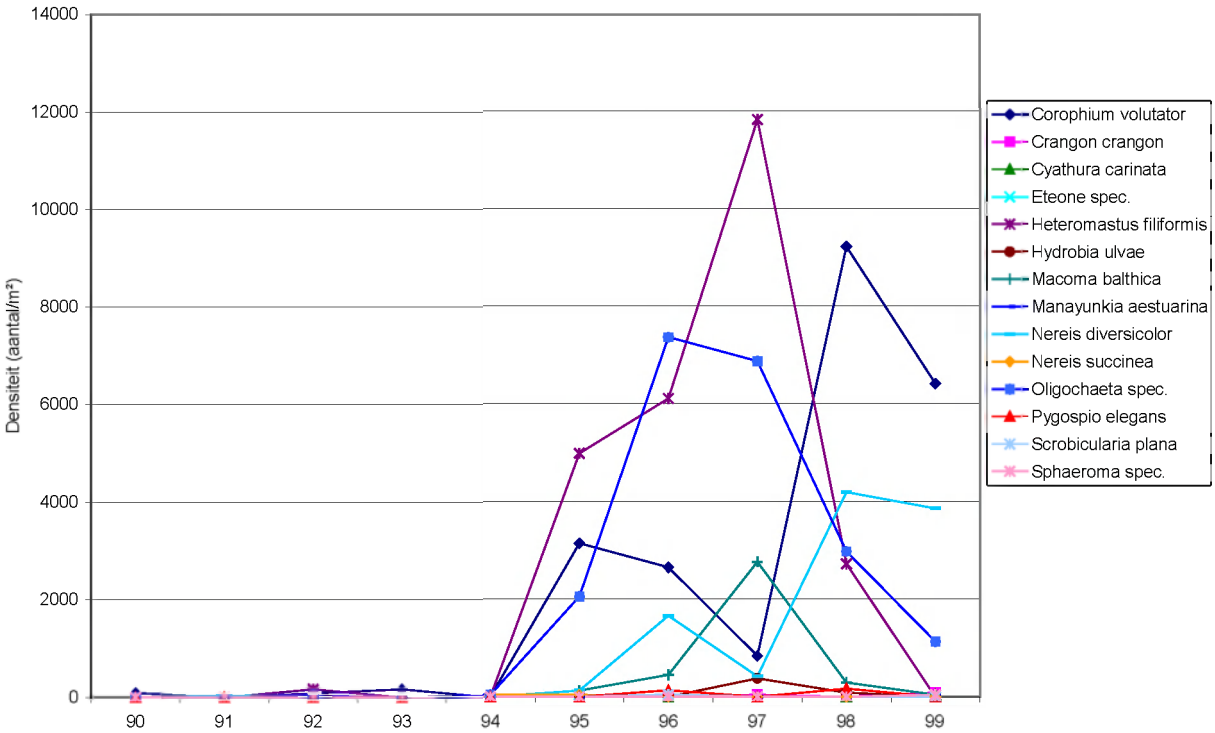
Bijlage VII-2: Biomassa voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 5 (periode 1990-1999).
Annex VII-2: Biomass of all taxa found at sample site 5 (period 1990-1999).



Bijlage VII-2: Densiteit voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 5 (periode 1990-1999).
Annex VII-2: Density of all taxa found at sample site 5 (period 1990-1999).



Bijlage VII-2: Biomassa voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 1 (periode 1990-1999).
Annex VII-2: Biomass of all taxa found at sample site 1 (period 1990-1999).



Bijlage VII-2: Densiteit voor alle taxa die werden aangetroffen op locatie 1 (periode 1990-1999).
Annex VII-2: Density of all taxa found at sample site 1 (period 1990-1999).