



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Rijkswaterstaat

Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu

Rapport RIKZ/2004.043

RIKZ rapport 2004.

drs. J.G. Hartholt

dr. ir. Z. Jager

December 2004

Colofon

Uitgegeven door: Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ

Contactpersoon: J.G. Hartholt

Telefoon: 070 – 3114 434

E-mail: H.Hartholt@rikz.rws.minvenw.nl

Rapportnummer: RIKZ/2004.043

Auteurs: J.G. Hartholt & Z. Jager

Medewerking
intern RIKZ: S.H. Kabuta
J. de Vlas
H. Duijts
L.L.F. Janssen
A.D. Vethaak
J. Coppoolse

Inhoudsopgave

1	Inleiding	11
1.1	Aanleiding	11
1.2	Doelstelling	12
1.3	Aanpak en opzet	12
2	Effecten van onttrekking van koelwater	15
2.1	Effecten van inzuiging (impingement)	15
2.1.1	Omvang van inzuiging	15
2.1.2	Variatie in de tijd	17
2.1.3	Sterfte door inzuiging	18
2.2	Effecten als gevolg van doorvoering in het koelsysteem (entrainment)	18
2.2.1	Thermische effecten	19
2.2.2	Conditioneringseffecten	20
2.2.3	Combinatie effecten	20
2.3	Effecten op het watersysteem	21
2.3.1	Wat wordt verstaan onder afhankelijkheid van vissoorten van estuaria en de kustzone?	22
2.3.2	Problemen bij het schatten van de populatieomvang per vissoort of ander soort organisme.	22
2.3.3	Wordt het voortbestaan van een vissoort of een ander soort organisme bedreigt?	23
2.3.4	Sterfte door visinzuiging vergeleken met populatiegroottes, populatiestructuur, visvangsten en visbijvangsten	23
2.3.5	Effecten op garnalen in de Waddenzee	25
3	Effecten van warmwaterlozingen op het watersysteem	27
3.1	Vis	28
3.2	Overige organismen	29
4	Visie op toetsingscriteria voor koelwatergebruik	33
4.1	Onttrekking van koelwater	33
4.2	Lozingscriteria	33
5	Aanbevelingen	35
6	Literatuur	37



Voorwoord

.....

Integraal beheer van de Nederlandse oppervlakte wateren vraagt om duidelijke afspraken met gebruikers ervan op het gebied van een evenwichtige en consequente aanpak in de vergunningverlening als het gaat om benodigde hoeveelheden koelwater en de toegestane omvang van (thermische) lozingen. Dat is de reden dat op initiatief van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) onder Werkgroep 4 de projectgroep Koelwater is ingesteld met de opdracht een beoordelings-sys-tematiek op te stellen voor het gebruik van koelwater. Dit rapport geeft de onderbouwing voor deze systematiek tezamen met het effectenrapport voor de zoete wateren.

Veel van de verwerkte informatie en rapporten in deze studie zijn aangereikt door KEMA. In opdracht van de Nederlandse Elektriciteits-productie heeft KEMA de afgelopen 30 jaar veel onderzoek en studie verricht naar de effecten van ingezogen vis en mogelijkheden om effecten hiervan tegen te gaan.

Opdrachtgever voor dit rapport is DGW, opdrachtnemer is RWS-RIKZ. Het projectteam bestaat uit Hans Hartholt, Zwanette Jager en Saa Kabuta.



Samenvatting

De projectgroep Koelwater van de Commissie Integraal Waterbeheer heeft als opdracht een nieuwe beoordelingssystematiek voor warmtelozingen op te stellen. Ter onderbouwing van de op te stellen systematiek is de studie "Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu" uitgevoerd tezamen met een effectenstudie voor de zoete wateren. Onder het zoute aquatische milieu wordt in elk geval de Noordzeekust, de Waddenzee, de Oosterschelde en de brakke estuaria Eems en Westerschelde verstaan. Doelstelling van de studie is het samenvatten van literatuurgegevens over ecologische effecten van het gebruik van zout oppervlaktewater voor koeling van industriële processen. Het gaat daarbij niet alleen om de effecten op het aquatische milieu van de warmtelozing, maar ook om de effecten van de onttrekking. Concrete vragen voor de studie zijn: "Kan worden aangegeven wat de effecten zijn van overschrijdingen van de bestaande koelwaternormen, zoals lozen warmer dan 30 °C, op het aquatische milieu?" en "Wat zijn de effecten van wateronttrekking ten behoeve van koeling?". De resultaten van de studie zijn zoveel mogelijk gebaseerd op wetenschappelijke literatuur.

Aan de uitkomsten van de literatuurstudie is een "visie op toetsingscriteria voor koelwatergebruik" toegevoegd. Dit omdat toetsingscriteria voor koelwatergebruik aan de hand van de literatuurgegevens moeilijk te formuleren zijn. In de studie is niet ingegaan op de consequenties van de bevindingen voor de lozers van warmte. Dit komt aan de orde in de CIW rapportage over de nieuwe beoordelingssystematiek.

Wat zijn de effecten van onttrekking van koelwater?

Een veel toegepaste techniek om overtollige warmte af te voeren die vrij komt bij de opwekking van elektriciteit en bij industriële processen is doorstroomkoeling. Doorstroomgekoelde elektriciteitscentrales hebben 40 tot 60 m³/s nodig per 1.000 MWe opgesteld vermogen. In Nederland zijn bijvoorbeeld de Eemscentrale en de Borssele centrale aan de Westerschelde grote doorstroomgekoelde elektriciteitscentrales. Grote doorstroomgekoelde elektriciteitscentrales in estuaria en aan de kust zuigen grote aantallen kleine organismen, vislarven en jonge of kleine vis met een lengte tot 12 cm in. Voor de Eemscentrale is de inzuiging geschat op 12 á 18 miljoen vissen per jaar en voor de Borssele centrale op 100 miljoen vissen per jaar. Verschillende soorten vis worden ingezogen, zo zuigt de Eemscentrale op jaarbasis zo'n 40 verschillende soorten in. Een groot deel van de ingezogen vissen overleeft de beschadigingen van de koelwaterzeven niet. De organismen die door de zeven heengaan, kunnen door schade tijdens het doorvoeren door de centrale sterven. Dit zijn de kleinste organismen en het betreft onder meer fytoplankton, zoöplankton inclusief vislarven, kreeftachtigen en vissen kleiner dan 4 cm. Het gaat om grotere aantallen dan de ingezogen jonge vissen. Zo bedraagt het geschatte ingezogen gewicht aan garnalen in de Eemscentrale 67 ton in 1996.

Vanwege de inzuigingssterfte veroorzaakt door grote elektriciteitscentrales bestaat er het risico dat de ecosysteemfuncties van de estuaria en de Noordzeekust worden aangetast. Per vissoort en per onttrekkingslocatie

verschilt dit risico en met een tweetal voorbeelden wordt dit duidelijk gemaakt. De Eemscentrale bijvoorbeeld onttrekt veel minder dan 1 % van de Noordzeepopulatie jonge haring. Hiervoor geldt dat de opgetelde effecten van meerdere centrales het risico van ecosysteemeffecten vergroten. Wanneer de inlaat van koelwater van een centrale op de plek van een trekroute van een soort ligt die vanwege z'n grootte ook als volwassen vis wordt ingezogen, kan een relatief groot aandeel van een populatie ingezogen worden. De inlaat van de Eems-centrale bijvoorbeeld ligt op de plaats van de trekroute van de driedoornige stekelbaars in de Eems en geschat is dat ongeveer 14% van de relevante deelpopulatie van de Eems wordt ingezogen.

Wat zijn de effecten van warmwaterlozingen?

Van de organismen die in water leven zijn vissen over het algemeen het minst tolerant voor hoge water temperaturen. Met name bentische soorten zoals platvissen worden in het traject van 25-28 °C direct bedreigd met sterfte. Haringachtigen al bij 22 °C. In de zone waar het geloosde water deze temperaturen heeft, kunnen de gevoelige soorten niet overleven wanneer ze niet kunnen wegzwemmen.

Van een elektriciteitscentrale die 50 m³/s met temperatuurverschil van 7 graden loost zal de pluim met opgewarmd water enkele vierkante kilometers groot zijn en zich dicht bij de kust bevinden. Door werking van getijde, wind en golven vindt er menging en daarmee afvoer van warmte plaats. Afhankelijk van de lozingslocatie bestaat een koelwaterpluim uit een relatief dunne gestratificeerde laag opgewarmd water die aan het oppervlak drijft. Wanneer zo'n pluim vanwege de temperatuursprong goed herkenbaar is voor vissen en niet te groot is, kunnen vissen de pluim ontwijken.

Visie op toetsingscriteria voor koelwatergebruik

Voor een beoordelingssystematiek voor warmtelozingen zijn toetsingscriteria nodig. Het voorstel is om de volgende drie toetsingscriteria op te nemen in de nieuwe beoordelingssystematiek:

- *Onttrekking*: Bij onttrekking gaat het om de schade aan organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen.
- *Mengzone*: Dit is het gebied bij het lozingspunt waar de waterkwaliteitsdoelstelling niet geldt.
- *Opwarming*: Hier gaat het om het opwarmen van het oppervlaktewater op watersysteemniveau.

Wat houden deze drie toetsingscriteria in:

Het is niet wenselijk om een *onttrekking* van koelwater te situeren op een locatie waar veel vislarven (paaigebieden) en juveniele vis voorkomen.

Aanbevolen wordt om concrete criteria te ontwikkelen waarmee aangegeven wordt wanneer sprake is van aantasting van het gezond functioneren van het ecosysteem.

Door een maximum grootte van de *mengzone* te definiëren is het mogelijk om de hoeveelheid geloosde warmte te beperken. Voorgesteld wordt om in analogie met de "Immissietoets voor stoffen" voor de temperatuur op de rand van de mengzone het "ernstig risiconiveau" (ER) te nemen. Het voorstel is om uit te gaan van 25 °C als ER. De mengzone mag geen belemmering zijn voor migratie van vissen. Het voorstel is om de mengzone niet groter te laten zijn dan een bepaald percentage van de natte dwarsdoorsnede van een geul in een estuarium. Voor de Noordzeekust is het voorstel om geen eisen aan de grootte van de mengzone te stellen. Voor die locaties geldt uiteraard dat wel eisen aan de onttrekking worden gesteld.

De onttrekking van koelwater leidt tot directe sterfte terwijl het lozen van warmte over het algemeen niet tot directe sterfte leidt. Daarom is het van belang dat criteria voor warmtelozingen niet leiden tot onnodige en onacceptabele extra onttrekkingssterfte.

Naast een criterium voor de mengzone kan ook een maximum aan de *opwarming* van een watersysteem worden gesteld.



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Doorstroomkoeling is een veel toegepaste techniek om warmte af te voeren die vrij komt bij industriële processen en bij de opwekking van elektriciteit. Hiervoor worden relatief grote hoeveelheden water uit rivieren, meren, kanalen en kustwateren gebruikt. Thermische elektriciteitscentrales hebben bijvoorbeeld 40 tot 60 m³/s nodig per 1.000 MWe opgesteld vermogen. In Nederland zijn bijvoorbeeld de Eemscentrale en de Borssele centrale aan de Westerschelde grote doorstroomgekoelde elektriciteitscentrales. In het oppervlaktewater ontstaat een thermische pluim als gevolg van het lozen van koelwater. Direct bij de lozing heeft deze pluim de temperatuur van het geloosde koelwater, waarna verder van het lozingspunt af de temperatuur in de pluim afneemt door menging met het ontvangende oppervlaktewater. Bij hoge lozingstemperaturen kunnen lokaal de stress niveaus of zelfs letale niveaus organismen worden overschreden. De mate van blootstelling is afhankelijk van de lozings situatie en het ontvangende oppervlaktewatersysteem. Warmtelozingen resulteren niet alleen in thermische effecten. Het behandelen van koelwater met biociden (conditioneren) om aangroei te voorkomen, heeft als consequentie dat biociden in het oppervlaktewater worden geloosd. Tot slot ontstaat in de koelwaterketen schade aan de organismen door het onttrekken van oppervlaktewater en het doorvoeren van het koelwater door de centrale, met sterfte tot gevolg voor grote aantallen organismen. Deze sterfte kan van invloed zijn op de samenstelling en omvang van populaties van organismen in het gehele oppervlaktewater. De effecten op organismen zijn op hoofdlijnen terug te voeren naar:

- Mechanische effecten door druk- en snelheidsverschillen, koelwaterzeven en passage van pompen;
- Thermische effecten door de opwarming van het water;
- Effecten ten gevolge van conditionering van het koelwater.

Bestaande koelwaternormen

Voor de bescherming van het oppervlaktewater is het van belang dat bij vergunningverlening de effecten van het gebruik van koelwater worden meegewogen. Vanaf 1975 worden voor het lozen van koelwater de normen en richtlijnen gehanteerd die op initiatief van de Commissie Koelwaternormen zijn opgesteld door de Algemene Beraadsgroep Koelwater (ABK). Voor het ontvangende zoete oppervlaktewater geldt, dat het verschil tussen de inlaat en uitlaat (ΔT) in de zomer niet meer mag bedragen dan 7 °C, onder voorwaarde dat de maximum temperatuur van 30 °C bij de koelwateruitlaat niet wordt overschreden. In de winter mag het verschil tussen inlaat- en uitlaattemperatuur maximaal 15 °C bedragen bij een inlaattemperatuur van 0 °C. Voor zeewater geldt een maximum verschil tussen inlaat- en uitlaattemperatuur van 10 °C. Deze systematiek zegt niets over de effecten van het onttrekken van koelwater.

Om de 'waterkwaliteitsaanpak' voor warmte, zoals die verankerd is in het overheidsbeleid, nader invulling te geven heeft de werkgroep 4 van de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW) een subwerkgroep ingesteld. Deze subwerkgroep heeft, rekening houdend met de geschetste effecten, de opdracht om een nieuwe beoordelingssystematiek voor warmtelozingen via koelwater te formuleren. Bij het opstellen van een nieuwe beoordelings-systematiek zijn allerlei vragen naar voren gekomen, zoals:

- Wat zijn de effecten van het gebruik van water ten behoeve van koeling?
- Kan worden aangegeven wat het effect is van een overschrijding van de bestaande koelwaternormen op het aquatische milieu?
- Wat zijn de effecten van het wijzigen van de bestaande normen?
- Is het zinvol om de huidige verschillen in de toelaatbare ΔT tussen de in- en uitlaat van de koelwaterketen in zomer en winter te handhaven? Zo ja, welke biologische argumenten zijn hiervoor aan te dragen?
- Hoe verhouden zich de effecten op organismen (bijvoorbeeld vis) in het temperatuurtraject 25-28-30 °C zich tot te stellen eisen aan koelwater?

Omdat de vragen niet direct door de subwerkgroep zelf waren te beantwoorden is op initiatief van de subwerkgroep de studie "Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu" door het RIKZ uitgevoerd.

1.2 Doelstelling

Deze studie is gericht op het aanleveren van feiten voor zover deze te maken hebben met het gebruik van koelwater. Het gebruik van koelwater betreft zowel het onttrekken en doorvoeren van koelwater als het lozen van opgewarmd water. Deze studie dient als basis voor te formuleren criteria en bijbehorende maatregelen die van belang zijn voor het beoordelen van koelwaterlozingen.

1.3 Aanpak en opzet

De aanpak van de studie bestaat uit twee delen. Gestart is met een literatuurstudie. Omdat er nog open einden zijn in de beschikbare literatuur is vervolgens een workshop georganiseerd met experts. De volgende personen hebben een bijdrage geleverd aan de workshop:

- M.C.M. Bruijs (Kema)
- H.A. Jenner (Kema)
- L.L. Paping (Dow Benelux)
- Z. Jager (RIKZ)
- S. H. Kabuta (RIKZ)
- J.G. Hartholt (RIKZ)
- D. Bijstra (RIZA)
- N. Beuzenberg (RWS-DZL)
- A. Verstegen (RWS-DNN)
- D.P.C. van der Veen (RWS-DNZ)

In de literatuurstudie is gezocht naar zowel effecten in het oppervlaktewatersysteem als in de koelwaterketen. De effecten van biociden in het oppervlaktewater zijn niet meegenomen. Reden hiervoor is dat de beoordeling van een lozing met daarin biociden plaatsvindt met behulp van de "Immissietoets voor stoffen" die de CIW in 2000 heeft opgeleverd. Wat betreft de koelwaterketen zijn de effecten ten gevolge van mechanische schade, thermische stress en schade door gebruik van biociden beschreven.

Het rapport omvat de volgende hoofdstukken:

- 1 Inleiding
- 2 Effecten van onttrekking van koelwater;
- 3 Effecten van warmwaterlozingen op het watersysteem
- 4 Visie op toetsingscriteria voor koelwatergebruik
- 5 Aanbevelingen



2 Effecten van onttrekking van koelwater

.....

Wanneer koelwater aan het mariene of estuariene milieu wordt onttrokken, worden allerlei organismen meegezogen. Dit varieert van fytoplankton (algen), zoöplankton (copepoden, vislarven, kwallen), kreeftachtigen (aasgarnalen, garnalen, krabben) tot vissen.

Om schade en verstoppingen van het koelsysteem te vermijden, wordt het koelwater vóór het gebruik gezeefd. Een grofrooster met een spijlbreedte van tien centimeter houdt het grove materiaal (stukken hout, wieren, grote vissen) tegen. Dit materiaal wordt regelmatig opgeschept, in containers gestort en vervolgens afgevoerd. Het materiaal dat door het grofrooster gaat, wordt op een fijnmazige zeef met een maaswijdte van zo'n 5-10 mm gefilterd. Dit kan bijvoorbeeld een roterende bandzeef zijn, die automatisch en regelmatig wordt schoongespoeld door waterstralen. Het materiaal dat van de zeef afspoelt wordt via afvoergoten teruggevoerd naar het kustwater. De kleinere organismen gaan door de zeven heen en passeren het gehele koelsysteem.

De termen die gebruikt worden in dit verband zijn:

- *impingement*: organisch materiaal wordt ingezogen met het koelwater maar blijft op de zeven liggen.
- *entrainment*: organisch materiaal wordt ingezogen met het koelwater en passeert door het gehele koelsysteem

2.1 Effecten van inzuiging (impingement)

2.1.1 Omvang van inzuiging

Effecten van inzuiging betreffen de organismen die zijn ingezogen en op de zeven zijn achtergebleven en niet door het koelwatersysteem heen worden gezogen. Dit zijn vaak jonge of kleine vissen met een grootte van 4 tot 12 cm, maar het kunnen ook kwallen zijn. Deze organismen worden beschadigd door de zeef, de waterstraal of door uitdroging en verstikking. Indien de terugvoer te dicht bij het innamepunt ligt, is het risico van herhaalde inzuiging aanwezig - temeer daar de organismen beschadigd en verzwakt zijn door de eerdere inzuiging.

Door de toegebrachte schade en stress door de inzuiging, zal een gedeelte van de organismen sterven - afhankelijk van de omstandigheden bij inzuiging en de tolerantie en taaheid van de organismen. Naast de directe sterfte kan ook uitgestelde sterfte plaatsvinden nadat de organismen zijn teruggevoerd in het water.

Tussen elektriciteitscentrales op verschillende locaties en tussen jaren komen grote verschillen in mate van inzuiging van organismen voor. Zo varieert de jaargemiddelde inzuiging per gestandaardiseerd koelwaterdebiet van 30 m³/s voor een negental Engelse kustcentrales (van estuarien tot open kust) tussen de honderdduizend en zeshonderdduizend jonge vissen (10 tot 70 vissen per uur, Henderson, 1989). Dit is zonder sprot (*Sprattus sprattus*) mee te tellen omdat die soms in grote scholen wordt ingezogen. Wanneer dergelijke scholen worden ingezogen kan sprot tot 70% van het totaal aantal vissen bedragen.

De aantallen en soorten vis die in de Nederlandse situatie ingezogen worden, kunnen aan de hand van het voorbeelden van de Eemscentrale en de Borssele centrale geïllustreerd worden. Voor de overige Nederlandse elektriciteitscentrales die op zout of brak water lozen zijn de gegevens niet bekend of nog niet openbaar gemaakt. Voor de Eemscentrale is voor 1992/93 en 1996/97 op basis van metingen is geschat dat tussen de 12 en 18 miljoen jonge vissen per jaar ingezogen zijn (Hadderingh en Jager, 2002). Dit komt overeen met een inzuiging die tussen de 0,7 en 1 miljoen vissen per jaar per m³/s onttrekkingsdebiet. Deze cijfers zijn gebaseerd op een onttrekkingsdebiet van 18 m³/s terwijl het huidige debiet 55 m³/s is. Voor de Borssele centrale in 1994/95 is de inzuiging geschat op 100 miljoen jonge vissen, waarvan 80 miljoen haringen, en 890 miljoen ribkwallen (Potter en van Aerssen, 1995), gebaseerd op een debiet van 25 á 35 m³/s. Dit komt overeen met een inzuiging die tussen de 2,8 en 4 miljoen vissen per jaar per m³/s onttrekkingsdebiet ligt. Vergeleken met de Engelse gemiddelden zuigen de Nederlandse estuariene elektriciteitscentrales grotere aantallen vissen in. In tabel 2.1 staan de geschatte inzuiging (N/j, aantallen op jaarbasis) van vissen in de Eemscentrale (Jager, 1992; Hadderingh *et al.*, 1997 en Hadderingh & Jager, 2002).

In het voorbeeld van de Eemscentrale is geschat dat er op jaarbasis tussen de 34 en 38 verschillende vissoorten ingezogen worden, voor Borssele zijn dit 29 verschillende soorten. Tussen elektriciteitscentrales op verschillende locaties en tussen jaren komen grote verschillen voor. Vooral de kleinere vissoorten (driedoornige stekelbaars, grondels) en jonge individuen (haring/sprot, fint, platvis) worden het meest talrijk ingezogen. Later in het rapport worden deze getallen in een context geplaatst.

Tabel 2.1 Schatting van het aantal ingezogen vissen (N/j) per talrijke soort in de Eemscentrale in 1981/82, 1992/93 en 1996/97 op basis van meetgegevens (Hadderingh & Jager, 2002).

Soort	10 ⁶ N/j 1981/82	1992/93	1996/97
Haring + Sprot	1,7	3,8	5,4
Driedoornige stekelbaars	1,6	0,9	1,3
Spiering	0,7	0,3	0,6
Grondels	0,5	2,7	9,0
Aal	0,009	0,0004	0,006
Kleine zeenaald	0,5	3,8	0,6
Schol	0,4	0,1	0,4
Bot	0,005	0,006	0,08
Tong	0,9	0,001	0,02
Schar	0,5	0,04	0,08
Botervis	0,02	0,002	0,005
Puitaal	0,02	0,003	0,01
Zeedonderpad	0,01	0,002	0,05
Harnasman	0,01	0,01	0,08
Slakdolf	0,1	0,04	0,1
Kabeljauw	0,01	0,0002	0,2
Vijfdradige meun	0,06	0,03	0,02
Wijting	0,1	0,02	0,01
Rivierprik		0,00003	0,002
Fint		0,003	0,05
Totaal aantal vissoorten	38	35	34
Tot. aantal ingezogen vissen	6,2	12	18

2.1.2 Variatie in de tijd

De inzuiging van vissen vertoont over het algemeen een duidelijk patroon door het jaar heen (Jager, 1992). Afhankelijk van de situatie in het gebied waaruit het water onttrokken wordt is dit patroon van jaar tot jaar vrij stabiel.

Voorbeelden van herkenbare patronen, gebaseerd op gegevens uit de Eems, zijn:

- *Aantalspiek in voor- en najaar*: voorbeelden zijn haring, sprot, paling en botervis.
- *Duidelijke voorjaarspiek*: voorbeelden zijn: 3-doornige stekelbaars en spiering.
- *Duidelijke najaarspiek*: voorbeelden zijn: kleine zeenaald, vijfdradige meun, zeedonderpad, harnasman, grondel, schar, wijting en slakdolf.
- *Onregelmatig patroon*: voorbeelden zijn: schol, kabeljauw, tong en puitaal

Deze patronen worden veroorzaakt doordat bijvoorbeeld een soort één of meerdere stadia van de levenscyclus in het inzuigingsgebied doorbrengt. Een seizoensmigrerende vissoort is zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) (Pawson & Pickett, 1987). De eieren van zeebaars worden in open zee gelegd.

De eieren worden in de zomer met de waterstromingen naar de estuaria gevoerd waarin ze in de warmere ondiepe delen de rest van de zomer doorbrengen. Na de zomer is de 0+ vis 5-6 cm lang en migreert naar de open zee.

Een voorbeeld van een voorjaarspiek is bij de Borssele centrale waargenomen. In 1994/95 bestond 80% van de ingezogen vis door de Borssele centrale uit haring en werd 88% van de haringen in de maanden mei en juni ingezogen.

De seizoensvariaties worden verder beïnvloed door factoren zoals getijde, dag en nacht cyclus en temperatuur.

Zo zijn er elektriciteitscentrales zoals de Eemscentrale (Rozeveld, 1981), de Borssele centrale (de Potter en van Aerssen, 1995) waarbij de meeste vissen rond laagwater worden ingezogen. Dit is vooral het geval bij koelwaterinname in de buurt van grote intergetijde gebieden (Henderson 1987, 2000). Eén van de verklaringen hiervoor is dat bij laagwater de stroomsnelheden relatief laag zijn, waardoor vissen minder gebruik kunnen maken van de aanwezige stroming om weg te komen van de koelwaterinlaat.

Significant hogere nachtelijke inzuiging voor een aantal vissoorten is bij sommige elektriciteitscentrales geconstateerd. Een voorbeeld hiervan is de Eemscentrale waarbij grondels, paling en sprot in grote hoeveelheden 's nachts ingezogen werden. (Rozeveld, 1981; Hadderingh *et al.*, 1997). Eén van de redenen is dat vissen overdag zichtbare eigenschappen van het inlaatpunt gebruiken om weg te zwemmen (Turnpenny & Utting, 1979).

De grootte van gevangen vis wordt bepaald door de zwemkracht van de vis relatief ten opzichte van de inzuigingsnelheid. Grote gezonde vis kan wegzwemmen, waardoor voornamelijk jonge vis (0-groep) met een lengte van minder dan 12 cm wordt ingezogen (Hadderingh en De Potter, 1995). Factoren die de inzuiging van vissen beïnvloeden zijn de structuur van het inlaatpunt en de herkenbaarheid van het inlaatpunt voor vissen (Turnpenny, 1988). Er zijn grote verschillen in passeerbaarheid van koelwaterzeven tussen vissoorten. Zo passeert spiering gemakkelijker zeven

dan baarsachtigen. Dit kan worden verklaard met het verschil in lichaamsvorm. Spiering is lang en dun, terwijl baarsachtigen een grotere hoogte hebben bij een gelijke lengte aan die van spiering (Haddingh, 2000)

2.1.3 Sterfte door inzuiging

In het voorbeeld van de Eemscentrale variëren de schattingen van de direct waarneembare sterfte door inzuiging tussen de 70 en de 90% van de ingezogen vissen (Rozeveld, 1981). Naast de direct waarneembare sterfte die plaatsvindt op de zeven of roosters vindt indirecte sterfte plaats nadat de organismen zijn teruggevoerd in het oppervlaktewater, hetzij door predatie, hetzij door infectie en ziekte als gevolg van de toegebrachte schade.

Van soort tot soort verschilt de kwetsbaarheid voor inzuiging enorm (Tabel 2.2). In de voorbeelden van de Eemscentrale en de Borssele centrale worden de kwetsbare soorten in grotere aantallen ingezogen dan de minder kwetsbare soorten. De spiering (*Osmerus eperlanus*) en haring (*Clupea harengus*) zijn uiterst kwetsbaar, en gaan bijna onmiddellijk dood wanneer ze boven water worden gehaald. De driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*) daarentegen, is een visje dat door zijn pantser van beenplaatjes enige bescherming geniet. De gemeten directe sterfte voor deze soort is 51%. De aal (*Anguilla anguilla*), puitaal (*Zoarces viviparus*) en botervis (*Pholis gunellus*) hebben de beste overlevingskansen. De percentages zijn soms op basis van maar één tot een tiental vissen berekend en voor die soorten slechts indicatief.

Tabel 2.2. Indeling van de kwetsbaarheid van vissoorten voor sterfte door mechanische beschadiging op basis van de gemeten directe sterfte (%) aan n individuen op de zeven van het koelwatersysteem van de Eemscentrale in 1981 (Rozeveld 1981)

Licht kwetsbaar	Gemiddeld kwetsbaar	Kwetsbaar
Aal (14%; n=7)	Stekelbaars (51%; n=4329)	Haring+Sprat (99%; n=2152)
Puitaal (11%; n=9)	5-dr. Meun (55%; n=20)	Spiering (94%; n=1049)
Zeedonderpad (20%; n=5)	Harnasman (60%; n=10)	Wijting (100%; n=11)
Botervis (8%; n=24)	Snotolf (50%; n=2)	Kleine Zeenaald (80%; n=40)
Schol (29%; n=234)	Schar (42%; n=92)	Grote Zeenaald (100%; n=2)
	Tong (44%; n=16)	Slakdolf (81%; n=16)
		Grondels (91%; n=187)
		Zandspiering (100%; n=1)
		Bot (71%; n=7)

2.2 Effecten als gevolg van doorvoering in het koelsysteem (entrainment)

De organismen die niet door de zeven van een centrale worden tegengehouden passeren het gehele koelsysteem. Tijdens de passage worden ze mechanisch, chemisch of thermisch beïnvloed.

Het betreft de kleinste organismen en varieert van fytoplankton (algen), zoöplankton (copepoden, vislarven, viseieren, schelpdierbroed, kwallen) tot kreeftachtigen (aasgarnalen, garnalen, krabben). Van de organismen die door de zeven heengaan, varieert de sterfte door schade tijdens het doorvoeren door de centrale van 0 tot 100 %, onder meer afhankelijk van het soort organisme en de temperatuur van het water in de centrale. In het voorbeeld van de Sizewell centrale aan de Engelse oostkust zijn de geschatte aantallen voor 1992 $4 \cdot 10^9$ eieren van tong, ruim $5 \cdot 10^5$ haring larven en $3 \cdot 10^6$ schollarven (Turnpenny 2000; Bamber 1993). Garnalen worden in aanzienlijke aantallen ingezogen; het geschatte ingezogen gewicht aan garnalen in de Eemscentrale bedraagt 67 ton in '96/97 op

jaarbasis (Hadderingh *et al.*, 1997), in aantallen uitgedrukt gaat het om $42 \cdot 10^6$ garnalen. Voor de Borssele centrale is de inzuiging van het aantal garnalen in 1994/95 op $1 \cdot 10^6$ op jaarbasis geschat.

2.2.1 Thermische effecten

De mate van thermische schade verschilt per soort (zie tabel 2.3). De geciteerde studies en voorbeelden hebben betrekking op zoetwatersoorten. Radardiertjes en roeipootkreeftjes vertonen geen effect bij opwarming tot 34 °C (Hadderingh, 2000). Bij een temperatuur van 30 °C vertoont zoöplankton geen sterfte maar bij 40 °C is de sterfte opgelopen naar 50 tot 100%. Bij een temperatuur van 30 °C vertoont fytoplankton geen sterfte. Bij 40 °C is de sterfte opgelopen tot meer dan 50% (Koops, 1975; Savage, 1970).

Resultaten van proeven met temperatuurschokken tussen 10 en 20 °C bij Shell Moerdijk staan in tabel 2.3. Uit de tabel volgt dat de eerste effecten optreden bij Cladocera en diatomeeën. De effecten nemen sterk toe bij hogere temperaturen, hetgeen tevens leidt tot een langere hersteltijd.

Tabel 2.3. Sterfte en hersteltijden van plankton als gevolg van temperatuur- schokken van 10 tot 20 °C met maximumtemperaturen van 30 tot 40 °C uitgaande van inlaattemperaturen van 20 °C (Hadderingh, 2000)

Plankton groep	Sterfte bij een maximum temperatuur van:			
	30 °C	34 °C	37 °C	40 °C
Zoöplankton				
Cladocera	0%	50-80%	95-100%	100%
Copepoda	0%	0%	50%	95%
Rotatoria	0%	0%	0-50%	50-80%
Fytoplankton				
Diatomeeën	0%	<25%	25-50%	>50%
Overigen	0%	0%	0%	0%
Hersteltijd				Geen herstel of herstel > 15 dagen

Bij de Harculo centrale en bij Shell Moerdijk zijn effecten van temperatuurschokken in de condensor van de koelwaterketen op plankton onderzocht (Hadderingh, 2000). Raderdiertjes (*Brachionus calyciflorus*) en roeipootkreeftjes (*Copepoda*) vertonen geen effect bij opwarming tot 34 °C. Bij deze opwarming treedt wel sterfte op bij de soort Bosmina (*Cladocera*). Na 5 dagen is de populatie weer op het niveau van het begin van het onderzoek.

In Engeland is met behulp van een nagebootst koelsysteem de overleving van zoöplankton bepaald zoals dat geldt voor een typisch Britse elektriciteitscentrale aan de kust gelegen. De resultaten zijn gebaseerd op een temperatuurschok van 10 graden en een chloor concentratie van 0,2 ppm (Bamber & Seaby, 1993 en 1995).

Tabel 2.4. Overleving zoöplankton (Bamber & Seaby, 1993, 1995).

Soorten	% Overleving in levensfase		
	Eieren	Larven	Adulten
Tong	90	63	-
Tarbot	93	27	-
Zeebaars	80	70	-
Gewone garnaal	-	73	-
Kreeft	-	85	-
<i>Acartia tonsa</i> (roeipootkreeft)	-	-	80

2.2.2 Conditioneringseffecten

Om “aangroei” in leidingen door organismen de koelwaterketen, ook wel biofouling genaamd, tegen te gaan wordt veelal gebruik gemaakt van biocides.

In de meeste situaties wordt “actief chloor” gebruikt als biocide voor aangroeibestrijding. Biocides zijn gemaakt om organismen te doden en dus per definitie toxisch voor de beoogde doelorganismen. Om deze reden is een afgewogen gebruik van deze middelen een belangrijke randvoorwaarde. Echter vanuit procestechnische- en veiligheidsredenen is gebruik van deze middelen noodzakelijk.

Conditionering van doorstroomgekoelde centrales met actief chloor vindt veelal plaats gedurende de periode april tot en met oktober. Conditionering vindt daarbij doorgaans niet continu plaats maar intermitterend. De concentraties voorkomend in koelwaterketens (0,2 tot 1 mg vrije oxidanten per liter, vrij beschikbaar chloor, FO/l) bewegen zich op niveaus die uitstijgen boven het niveau van de acute toxiciteit van actief chloor voor vissen (range 0,03 tot 0,4 mg FO/l). Toxische effecten bij ingezogen vis zijn dan ook niet uit te sluiten.

Voor plankton variëren de acute toxiciteitsniveaus van 0,02 mg FO/l (acute test bij 30 minuten) tot 1,6 mg FO/l (48 uur test). Kortom ook voor plankton zijn effecten op basis van de concentraties niet uit te sluiten. Wel moet worden gerealiseerd dat de blootstellingsduur bij toxiciteitsexperimenten (48 tot 96 uur voor vis en 0,5 tot 96 uur voor plankton) beduidend langer is dan de blootstellingduur van enkele minuten in koelwaterketens.

2.2.3 Combinatie effecten

De geciteerde studies en voorbeelden hebben betrekking op zoetwater-soorten. Bij de Bergum centrale en de Flevocentrale is onderzocht wat de effecten op vislarven zijn van verschillende temperatuurschokken in de koelwaterketen (Hadderingh, 2000). Resultaten van het onderzoek zijn in tabel 2.4 opgenomen. Tijdens het onderzoek bij de Bergum centrale waren de lengtes van spiering en baars respectievelijk 6 tot 18 mm en 6 tot 11 mm. De sterfte van spiering na passage van de condensor bedraagt 74%. De sterfte is na 24 uur opgelopen naar 87%. Dat wil zeggen dat de helft van de spiering die in eerste instantie de passage van de condensor overleeft binnen 24 uur alsnog sterft. De sterfte bij baarsachtigen is aanzienlijk lager.

Tabel 2.5. Sterfte van vislarven als gevolg van passage door de koelwaterketen van de Bergum centrale en Flevocentrale (Hadderingh, 2000), 87 of 37 % = directe + uitgestelde sterfte.

Maaswijdte	ΔT in °C	Uitlaat temperatuur in °C	% sterfte na passage van de condensor & (sterfte na 24 uur)	
			Spiering	baarsachtigen
Bergum Centrale				
5 x 5 mm	6	17-25	74 (87)	34 (37)
Flevocentrale				
2 x 2 mm	0	12 – 15	52	18
2 x 2 mm	6-7,5	22 – 24	97	49
5 x 5 mm	0	12 – 15	56	19
5 x 5 mm	6-7,5	22 - 24	85	26

Resultaten van onderzoek bij de Flevocentrale laten zien dat de sterfte bij zowel spiering als baarsachtigen met een hittedschok beduidend hoger is dan zonder hittedschok. Zo neemt bij een maaswijdte van 2 x 2 mm de sterfte van spiering van 52 tot 97% toe indien een warmteschok van 6-7, 5 °C is geïntroduceerd. Bij baarsachtigen is er onder vergelijkbare omstandigheden een sterfte toename van 18 naar 49%. Verder is ook de maaswijdte van invloed op het sterftepercentage. Het beeld is echter niet geheel eenduidig. Zo is bij afwezigheid van een warmteschok de sterfte van zowel spiering als baarsachtigen hoger bij een maaswijdte van 5 mm dan bij een maaswijdte van 2 mm. Echter bij een warmteschok van 6-7,5 °C is de sterfte bij een maaswijdte van 5 mm juist lager dan bij een maaswijdte 2 mm.

2.3 Effecten op het watersysteem

Er sterven veel jonge vissen, kwallen en andere organismen door inzuiging in centrales, maar is dit nu erg, leidt dit tot veranderingen of onacceptabele aantasting van ecosysteem-functies van de estuaria en kustzone? Over het algemeen zijn deze vragen maar voor een deel te beantwoorden doordat te weinig informatie beschikbaar is. Met behulp van de informatie die wel beschikbaar is, kan een risicoanalyse worden uitgevoerd. De volgende elementen zijn hiervoor relevant:

1. de geschatte inzuiging en sterfte per soort
2. de afhankelijkheid van het estuarium of kustzone
3. de geschatte populatieomvang per soort
4. het voortbestaan van een populatie of soort

In deze paragraaf worden deze elementen toegelicht. Verder worden voorbeelden uit de literatuur gepresenteerd waar sterfte door visinzuiging wordt vergeleken met populatiegroottes, populatiestructuur, visvangsten en visbijvangsten en waar sterfte door het inzuigen van garnalen vergeleken wordt met de garnalenvangst. Aan de hand van de voorbeelden is het enigszins mogelijk de beschreven sterfte door inzuiging in een context te plaatsen.

Een kenmerk van vissoorten in mariene milieus is dat ze doorgaans veel nakomelingen produceren waarvan maar een klein deel het tot het volwassen stadium brengt. Zo produceert een volwassen haring honderdduizenden eieren, waarvan er misschien maar een paar zich ontwikkelen tot een volwassen haring. Bij een aantal estuariene soorten ligt dat anders. De zeenaald bijvoorbeeld produceert maar een paar honderd eieren. Door broedzorg ontwikkelt zich daarvan, in vergelijking met een

soort als haring, een relatief groot deel tot jonge vis. Deze verschillen in levenswijzen geven aan dat in een analyse van de effecten van inzuigingssterfte rekening moet worden gehouden met verschillen tussen soorten.

2.3.1 Wat wordt verstaan onder afhankelijkheid van vissoorten van estuaria en de kustzone?

Kustwateren en estuaria vervullen een aantal functies voor de visfauna, zoals die van foerageergebied, kinderkamer, paaigebied of migratieroute naar zoetwater. Vanuit de vissen gezien zijn een aantal soorten gedurende een klein of groot gedeelte van hun leven afhankelijk van kustwateren en estuaria. Onder "afhankelijk" wordt hier verstaan dat bij het wegvallen van het verblijf in de kustwateren of het estuarium de levenscyclus van de soort niet kan worden voltooid. Het betreft de vissen die hun gehele leven in het kustwater of estuarium doorbrengen (resident of estuarien resident), de mariene soorten waarvan de kinderkamers zich in de ondiepe kustzone bevinden en eventueel afhankelijk zijn van het gebied voor de voortplanting (marien juveniel), en catadrome of anadrome soorten die tussen zout en zoet water migreren. Voor de Eemscentrale betreft het (Hadderingh & Jager, 2002):

- De vissen die hun hele leven in estuaria doorbrengen: grondels, kleine zeenaald, botervis, puitaal, zeedonderpad, harnasman, slakdolf en vijfdradige meun.
- De zeevissen die alleen hun jeugd doorbrengen langs kusten en in estuaria: haring, sprot, schol, bot, tong, schar, kabeljauw en wijting.
- Soorten die trekken tussen zout en zoet water: driedoornige stekelbaars, spiering en aal.

Hoe relevant de genoemde afhankelijkheid is voor de effecten van visinzuiging kan het beste aan de hand van een voorbeeld worden getoond. Voor de Eemscentrale geldt dat de koelwaterinlaat op de plaats van de trekroute van de stekelbaars ligt en dat stekelbaars vanwege z'n lengte ook als volwassen vis wordt ingezogen. In een dergelijke situatie bestaat het risico dat disproportioneel veel vissen van een bepaalde soort worden ingezogen. Geschat is dat op jaarbasis ongeveer 14% van de relevante deelpopulatie van stekelbaarzen van de Eems wordt ingezogen (KEMA, 1991).

2.3.2 Problemen bij het schatten van de populatieomvang per vissoort of ander soort organisme.

Voor een goede risicoanalyse van de effecten van inzuiging moet bekend zijn hoe groot de populaties van relevante soorten zijn. Het bepalen van de populatieomvang van soorten kent echter de nodige haken en ogen waarmee in de risicoanalyse rekening moet worden gehouden.

- Welke vissen tot een zelfde populatie behoren, is niet eenduidig gedefinieerd. Zo is het belangrijk om te definiëren welke ruimtelijke schaal relevant is.
- Van vissen die niet commercieel geëxploiteerd worden zijn over het algemeen zeer weinig kwantitatieve gegevens bekend.
- Vissen kennen van jaar tot jaar en per seizoen grote fluctuaties in aantallen.
- Vissen zijn meer of minder plaatsgebonden.
- Vissen kunnen migraties over grote afstanden ondernemen.

2.3.3 Wordt het voortbestaan van een vissoort of een ander soort organisme bedreigt?

Sterfte van organismen door inzuiging kan leiden tot het verdwijnen of afnemen van populaties van soorten. Deze vraag kan slechts kwantitatief worden beantwoord indien voldoende gegevens bekend zijn van zowel de inzuiging als de sterfte door inzuiging, de populatieomvang en overige sterfteoorzaken. Bij het ontbreken van voldoende gegevens kan het voorkomen van een soort op bijvoorbeeld de Trilaterale Rode Lijst voor de internationale Waddenzee (Nordheim *et al.*, 1996) dienen als een waarschuwend signaal voor beheer en beleid dat een soort in zijn voortbestaan bedreigd is vanwege menselijke activiteiten.

2.3.4 Sterfte door visinzuiging vergeleken met populatiegroottes, populatiestructuur, visvangsten en visbijvangsten

In de literatuur wordt de inzuigingssterfte vergeleken met parameters als:

- populatiegroottes van volwassen vis,
- populatiegroottes van 0-jaarklasse haringen,
- visvangsten,
- visbijvangsten en
- populatiestructuur

Met behulp van deze voorbeelden is het enigszins mogelijk de beschreven sterfte in een context te plaatsen. De diverse vergelijkingen laten sterk verschillende uitkomsten zien. Zo is er het voorbeeld dat inzuigingssterfte 0,004% betreft van een populatie terwijl in een ander voorbeeld inzuigingssterfte meer dan 100% van visvangsten betreft. Enige toelichting is daarom belangrijk:

- Veel van de commercieel beviste soorten kennen een groot verspreidingsgebied, een enkele centrale onttrekt water van een heel klein deel van het verspreidingsgebied. Op vissen met een grote populatie en een groot verspreidingsgebied heeft een enkele doorstroomgekoelde centrale weinig invloed. Hiervoor geldt dat de opgetelde effecten van meerdere centrales de kans op ecosysteem-effecten vergroten.
- Inzuigingssterfte kan enigszins vergeleken worden met commerciële visvangst. Vangsten verschillen sterk van jaar tot jaar wat de vergelijking bemoeilijkt. De locaties waar centrales water innemen zijn niet dezelfde waar gevisd wordt. Deze locaties verschillen sterk in het voorkomen van soorten.

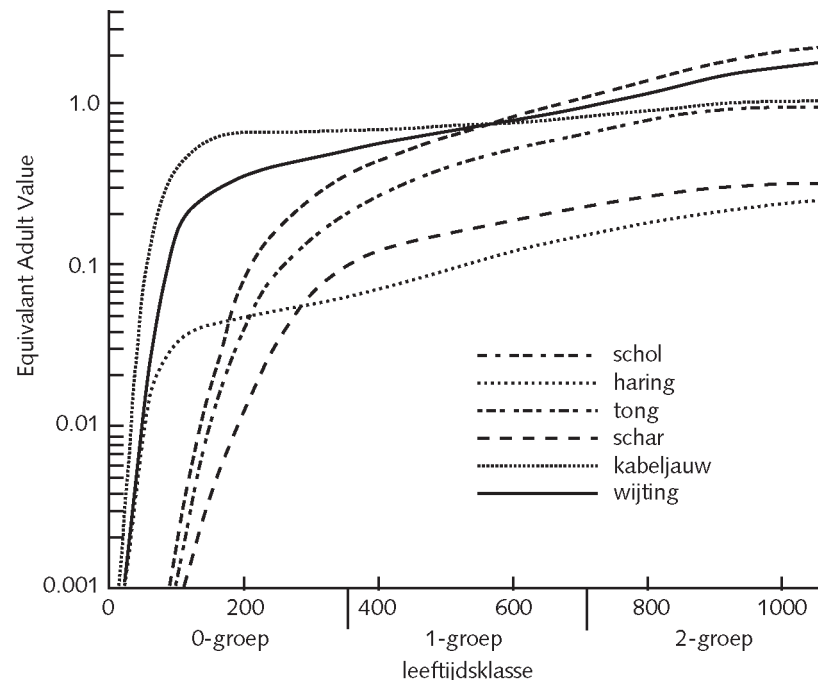
Jonge vis uitgedrukt in adulte equivalenten

Ingezogen vis betreft voornamelijk jonge vis, wat het relateren aan vispopulaties en visvangsten bemoeilijkt. De hoeveelheid jonge vis kan vertaald worden naar het equivalent van volwassen vissen die zich kunnen voortplanten. Deze adulte equivalenten kunnen wel worden gerelateerd aan visvangsten en populatieschattingen.

Met het 'Equivalent Adult Value' (EAV) concept (Horst, 1975; Turnpenny, 1989) worden hoeveelheden jonge vis omgerekend naar de equivalente hoeveelheid van 3 jaar oude vis. Aangenomen is, dat dit de leeftijd is waarop de meeste vis commercieel bevisd wordt en zich begint voort te planten. Met dit concept is het mogelijk om vissen van verschillende leeftijden met elkaar te vergelijken. Het is gebaseerd op het feit dat volwassen vissen honderden tot honderdduizenden vruchtbare eieren kunnen produceren maar dat alleen twee van deze eieren het moeten

brengen tot de geslachtsrijpe leeftijd om de ouders te kunnen vervangen en daarmee een populatie stabiel te houden. De initiële sterfte als gevolg van natuurlijke sterfte, vooral predatie, is veelal erg hoog. Als bijvoorbeeld 1000 eieren zijn gelegd door een vis, zijn daarvan na een maand misschien nog 100 larven over. Na een jaar zijn daarvan nog maar 5 jonge vissen over en na 3 jaar zijn er misschien nog maar twee volwassen vissen over. Deze relatie is gedefinieerd door adulte equivalente waarde curves (Equivalent Adult Value, EAV) zoals hieronder getoond. In de grafiek staan de dagen vanaf de geboorte op de x-as en de EAV waarde op de y-as. Met behulp van de curves is het mogelijk om de juveniele vis die op een willekeurige leeftijd is gevangen te vergelijken met een net geslachtsrijpe vis. Als een één maand oude larve een AE waarde van 0,02 heeft, dan zijn er 50 larven nodig om 1 volwassen vis te krijgen. Van vis die gevangen is op 1 jarige leeftijd en een EA waarde van 0,4 heeft zijn er 2,5 vissen nodig om 1 geslachtsrijpe vis te krijgen. De adulte equivalente waarde is mathematisch gedefinieerd als $1/(S_t \cdot F_a)$, waarbij F_a de proportie van de gemiddelde levensduur van een voortplantende vis is en S_t de kans op overleving van de geboorte tot elk moment daarna. De hellingshoek van de curve is een maat voor de dagsterfte in die levensfase.

Figuur 3.1: voorbeeld van een 'Equivalent Adult' traject voor commercieel beviste soorten (Turnpenny, 1989)



Inzuigingssterfte vergeleken

De uitkomsten van de diverse vergelijkingen uit de literatuur zijn:

- De haring door de Eemscentrale ingezogen betreft 0,01 % van de totale juveniele 'recruitment' populatie geschat door ICES voor divisie IV (Jager, 2000). Verondersteld wordt dat de haring die zich in Eems/Dollard bevindt, van de Kanaalharing¹ populatie afkomstig is (A. Corten, persoonlijke mededeling). De haringpopulatie in ICES divisie IV bedraagt naar schatting 40 miljard 0-jarige individuen (Corten, 1996)

¹ Het is niet uitgesloten dat zich nog een kleine voorjaarspaaiende populatie haring, vergelijkbaar met de voormalige Zuiderzeeharing in het Eems-estuarium bevindt. Dit haringras kent een sterke afhankelijkheid van het estuarium. Van de Elbe is een dergelijk ras bekend.

- De haring, uitgedrukt in adulte equivalenten, ingezogen door de Engelse centrale Sizewell A vertegenwoordigt 0,004 % van de Noordzee haring populatie (Turnpenny, 1989).
- De tong uitgedrukt in adulte equivalenten ingezogen door de Engelse centrale Sizewell A vertegenwoordigt 1 % van de bijvangst van de smalle maaswijdte garnalen visserij van de Engelse oostkust (Turnpenny, 2000).
- De tong uitgedrukt in adulte equivalenten ingezogen door de gezamenlijke Engelse oostkust elektriciteitscentrales vertegenwoordigt 10% van de bijvangst van de smalle maaswijdte garnalen visserij van de Engelse oostkust (Turnpenny, 2000).
- De inzuiging van verschillende commercieel beviste soorten gemiddeld (schol, tong, schaar, kabeljauw, wijting, haring en zeebaars), door de gezamenlijke Engelse oostkust elektriciteitscentrales bedraagt, uitgedrukt in adulte equivalenten, 14% van de Engelse aanlandingen uit het voor deze koelcentrales relevante ICES gebied IVc in 1992. Per jaar zal dit percentage anders zijn en per soort verschilt dit. Voor tong is dit 5%, voor wijting 180%, voor haring 50% (Turnpenny, 2000).
- De koelwaterinlaat van de Eemscentrale ligt op de plaats van de trekroute van de driedoornige stekelbaars in de Eems en geschat is dat 14% van de relevante deelpopulatie van de Eems wordt ingezogen (KEMA, 1991).
- Door de engelse Fawley centrale wordt koornaarvis (*Atherina presbyter*) het meest ingezogen. De samenstelling van de koornaarvis populatie ter plaatse veranderde niet significant tijdens de studie (Henderson et al., 1984).

Deze voorbeelden geven een eerste aanzet tot een risicoanalyse van de effecten van inzuigingssterfte door elektriciteitscentrales. Om zo'n risicoanalyse vollediger te laten zijn, moet een minder eenzijdige selectie van vissoorten worden uitgewerkt en moeten onzekerheden en variaties in de gepresenteerde percentages bekend zijn. Verder is het nodig dat sterfte percentages vertaald worden in risico's op populatie-effecten. Het voordeel van een meer systematische aanpak is dat veel beter de situaties met een hoger risico geïdentificeerd kunnen worden.

De voorbeelden met lage sterftepercentages suggereren een verwaarloosbaar risico. In de voorbeelden met hoge sterftepercentages is mogelijk sprake van een te hoog risico. In een goede risicoanalyse wordt dit concreter gemaakt.

2.3.5 Effecten op garnalen in de Waddenzee

Garnalen worden in aanzienlijke aantallen ingezogen; het geschatte gewicht aan ingezogen garnalen in de Eemscentrale bedroeg 67 ton in de periode 1996/1997 op jaarbasis (Hadderingh e.a. 1997). Dit getal kan worden afgezet tegen de gemiddelde jaarlijkse aanlandingen van garnalen uit de Nederlandse visserij. Deze bedroeg in de jaren '90 ca. 8000 ton (Janssen, Loos & Van Dijk 1995). Aangenomen wordt dat circa 1600 ton afkomstig zijn uit het oostelijke Waddengebied plus de Noordzeekustzone. Dat wil zeggen dat de ingezogen hoeveelheid gelijk is aan 4% van de jaarlijkse aanlanding van Garnalen uit het oostelijke Waddengebied. De voortplantingscapaciteit van de Garnaal is echter dusdanig groot dat het voortbestaan van de soort naar alle waarschijnlijkheid niet wordt aangetast door de inzuiging.



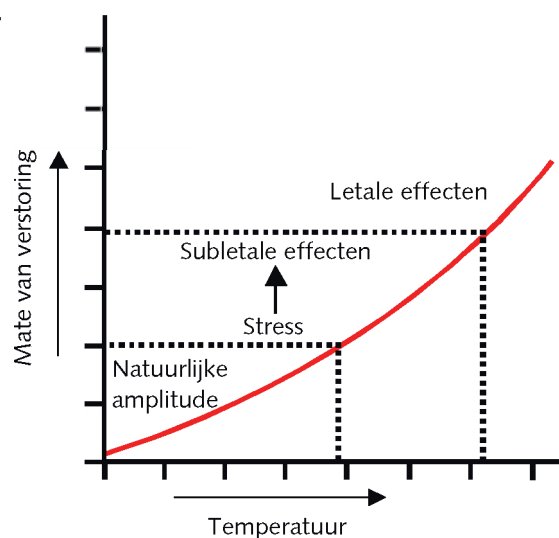
3 Effecten van warmwaterlozingen op het watersysteem

In dit hoofdstuk staan de effecten van wamtelozingen in het oppervlakte-water centraal. Het gaat daarbij uitsluitend om de gevoeligheid voor hoge temperaturen van organismen en niet om biociden die gebruikt kunnen zijn in de koelwaterketen.

Een stijging van de watertemperatuur leidt direct tot veranderingen in aanwezige levensgemeenschappen. Deze veranderingen worden in eerste instantie bepaald door een directe respons van de afzonderlijke soorten op de verhoogde omgevingstemperatuur. Deze respons kan worden gezien als een afgeleide van de zogenaamde Q10-relatie die het verband beschrijft tussen de mate waarin de fysiologische activiteit van een soort verandert bij een temperatuurverhoging van 10 °C (Figuur 4.1).

Wat betreft de omgevingstemperatuur heeft iedere soort voor elk stadium een natuurlijke bandbreedte waarin optimaal functioneren (homeostase intact) mogelijk is. Dit optimale temperatuurtraject is gekoppeld aan de geografische ligging van het leefgebied. Overschrijdt de actuele omgevingstemperatuur de bandbreedte dan ontstaat stress, uiteindelijk gevolgd door mortaliteit indien de temperatuur te hoog oploopt of de stress te lang duurt (Iger *et al.*, 1994).

Figuur 3.1: mate van verstoring als functie van de toename van de watertemperatuur



De temperatuurtolerantie van aquatische organismen wordt beïnvloed door verschillende factoren die stress veroorzaken. Van invloed zijn het zoutgehalte, de hoeveelheid opgelost zuurstof, de hardheid van het water (Murphy *et al.*, 1976) en fysische factoren zoals druk (Knight-Jones & Morgan, 1966). Zo heeft een combinatie van een veranderende zoutconcentratie en een afnemende zuurstofconcentratie in het water een negatief versterkend effect op de temperatuurtolerantie (Alabaster, 1967; Brett, 1970; Cotter *et al.*, 1982; Yagi & Ceccaldi, 1984).

Organismen hebben een bepaald temperatuurtraject waarbinnen zij kunnen leven. Soorten met een smal temperatuur traject worden stenotherme soorten genoemd, soorten met een breed temperatuur traject zijn eurytherme soorten. Er bestaan zowel arctische als tropische stenotherme soorten.

In een marien ecosysteem komen meer stenotherme dan eurytherme soorten voor. In brak- en zoetwater is dit omgekeerd. Het merendeel van de mariene eurytherme soorten leven in de kustzone terwijl de stenotherme soorten vooral in de open oceaan voorkomen. In kustzones van het marien milieu en in ondiepe waddengebieden komen voornamelijk soorten voor die binnen een relatief ruim traject kunnen overleven (Kema, 1991).

De hoeveelheden water in de Nederlandse estuaria en kustwateren zijn zo groot dat met de geloosde warmte het niet mogelijk is een estuarium significant op te warmen, laat staan de kustwateren. Effecten die door opwarming van een heel estuarium worden veroorzaakt zijn dan ook niet te verwachten.

De grootte van een warmwaterpluim van een centrale hangt in eerste instantie af van de hoeveelheid geloosde warmte en uiteraard de locatie van het lozingspunt, de morfologie ter plaatse, de getijstroming, de windrichting en windkracht. Bij een vaste hoeveelheid geloosde warmte zijn de ΔT en een maximum lozingstemperatuur van invloed op de warmwaterpluim. Bij een lagere ΔT of lozingstemperatuur is meer koelwater nodig en zijn de temperaturen in de warmwaterpluim lager.

De temperatuur gerelateerde effecten worden eerst voor vissen apart beschreven waarna vervolgens de effecten op de overige organismen worden beschreven.

3.1 Vis

Van de organismen die in water leven zijn vissen over het algemeen het minst tolerant voor hoge water temperaturen (Brock, 1975). Stenotherme soorten zoals haringachtigen kunnen sterven bij 22 °C (Hadderingh, 2000; Langford, 1990; Krenkel, P.A. & F.L. Parker, 1969). Benthische soorten zoals platvissen (schol, bot, schar), worden in het traject van 23-28°C direct bedreigd met sterfte wanneer ze niet kunnen wegzwemmen (zie tabel 4.1).

Tabel 4.1: voorkomen van temperatuurgevoelige vissoorten per locatie (Hadderingh, 2000).

* = acclimatisatietemperatuur onder de 22 °C

Locatie	Gevoelige vissoorten	Zeer gevoelige soorten
Eems, Eemscentrale	Bot*	Spiering, Zeeforel, Haring*, Kabeljauw, Tarbot
Noordzee, IJmond	Bot*	Spiering, Zeeforel, Haring, Kabeljauw
Noordzee, Maasvlakte	Bot*	Spiering, Haring, Kabeljauw, Tarbot
Westerschelde, Borssele	Bot*, Ansjovis*	Spiering, Haring, Kabeljauw

De Eemscentrale heeft een koelwaterdebiet van ongeveer 50 m³/s, wat met een ΔT van zo'n 7 graden wordt geloosd. De warmwaterpluim is ongeveer 1 bij 1 km groot met een laag van opgewarmd water die op het koudere water drijft (zie figuur 4.2). Bij het lozingspunt is deze laag ongeveer een meter dik, en de dikte neemt snel af tot een dikte van minder dan 10 cm. Deze dikte hangt onder meer af van het al dan niet opmengen bij het lozingspunt. Een dunne gestratificeerde laag opgewarmd water van een in

grootte beperkte warmwaterpluim die door een temperatuursprong goed herkenbaar voor vissen is, is voor vissen meestal goed te ontwijken. Wanneer een warmwaterpluim met een voor vissen letale temperatuur de volle breedte van een geul in een estuarium bedekt, is deze pluim voor vissen minder goed passeerbaar.

In figuur 4.2 is er sprake van een warmwaterpluim die op enige afstand van de kustlijn ligt. In bijlage 1 is te zien dat, afhankelijk van de locatie van het lozingspunt, in een intergetijdengebied de warmwaterpluim er heel anders kan uitzien. Dit hangt af van hoe ver van de kustlijn af en hoe dicht bij droogvallende delen wordt geloosd.

Figuur 4.2: Warmtelozingsbeeld Eemscentrale bij hoog water (Fraikin & van den Bergs, 1996). In de pluim met het groene, gele en rode gebied is het water meer dan 2 graden warmer dan het water in het estuarium.



In de zomermaanden neemt het oppervlaktewater van kustwateren en estuaria hoge temperaturen aan. Temperaturen tot 24 á 25 °C zijn in het Eems-estuarium en de Westerschelde gemeten. Dit komt door de geringe gemiddelde waterdiepte en het tweemaal daags droogvallen van de getijdenplaten die door hun donkere kleur als zonnecollectoren fungeren. Vissen die bij deze temperaturen niet kunnen overleven zijn dan niet meer in het estuarium aanwezig.

Thermische verontreiniging heeft een positieve invloed op de groei en reproductie van warmteminnende soorten en een koelwaterpluim kan gedurende de wintermaanden fungeren als refugium. Dit kunnen ook exoten zijn. Als gevolg hiervan kan binnen het gebied waar als gevolg van de koelwaterlozing een constante temperatuurverhoging heerst, de soortensamenstelling verschillen van het gebied zonder opwarming. Dit geldt niet alleen voor vissen maar ook voor andere organismen.

3.2 Overige organismen

Door menging van het geloosde koelwater met het ontvangende water is het gedeelte waar de warmwaterpluim het warmst is beperkt. In het voorbeeld van de Eemscentrale is het oppervlak van de warmwaterpluim wat 5 graden warmer is dan het omringende water 1 ha groot (fig. 4.2). Wanneer de warmwaterpluim de bodem raakt worden plaatsgebonden organismen blootgesteld aan hogere temperaturen. Wieren en bodemdieren zijn het minst gevoelig voor hogere temperaturen, zeegras en schorrenplanten zijn gevoeliger.

Gessner (1970) vermeldt onderzoek waarbij het roodwier *Ceramium tenuissimum* een zeewatertemperatuur van 28 °C 5 tot 6 uur tolereert, 30 °C gedurende 3 tot 4 uur, 34 °C gedurende een uur en 38 °C gedurende 7 tot 10 minuten. Verder vermeldt Gessner onderzoek waarbij een zystal groenwieren bij een geleidelijke opwarming gedurende 90 tot 120 minuten een tolerantie temperatuur van 39 tot 46 °C vaststelde. Voor twee soorten bruinwieren bedroeg dit 39 tot 45 °C en voor negen roodwiersoorten 40

tot 47 °C. Het in het intergetijde gebied voorkomende bruinwier *Fucus vesiculosus* overleeft bij blootstelling aan de lucht tijdens laagwater weefseltemperaturen van 54 °C (Gessner, 1970) terwijl drie *Fucus*-soorten en *Ascophyllum nodosum* watertemperaturen van 39 tot 42 °C overleven. Bij 21 algemeen voorkomende soorten mariene oppervlakte- en diepwaterwieren werden bij de gevoeligste soorten na 3 uur blootstelling aan 25 °C nadelige effecten vastgesteld, terwijl de resistente soorten na 12 dagen blootstelling aan 37 °C geen negatieve effecten werden vastgesteld. Voor zee gras zijn letale temperaturen gemeten tussen de 23-29 °C.

Onderzoek aan schorrenplanten, uitgevoerd in een kas, waarbij het effect van een verhoogde watertemperatuur werd bestudeerd op de groei van deze planten na een inundatieperiode van 2, 4 en 8 dagen (Vink-Lievaart *et al.*, 1984, Geltink, 1983), leverde de volgende conclusies op:

- na inundatie werd bij rood zwenkgras (*Festuca rubra*) een verminderde groei en conditie waargenomen bij een toename van de watertemperatuur;
- schorrezoutgras (*Triglochin maritimum*) ondervond eveneens een negatieve invloed op de groei naarmate de watertemperatuur steeg;
- voor lamsoor (*Limonium vulgare*) gold het omgekeerde: hoe hoger de watertemperatuur van het inundatiewater, des te beter de groei;
- zilte rus (*Juncus gerardii*) ondervond geen aantoonbare invloed van de verhoogde watertemperatuur op de groei; een verlengde inundatieduur had echter wel een negatieve invloed;
- bij zeeweegbree (*Plantago maritima*) was eveneens geen invloed aantoonbaar van een verhoging van de watertemperatuur tot 24 °C. Wel werd een negatieve invloed waargenomen bij een inundatie van vier tot acht dagen waarbij de watertemperatuur verhoogd was tot 36 °C.

Temperatuursinvloeden op ongewervelde mariene diersoorten zijn voornamelijk onderzocht aan benthische soorten zoals de grotere kreeftachtigen. Macroinvertebraten die leven op droogvallende platen staan bloot aan sterke temperatuurschommelingen en zijn minder gevoelig voor hoge temperaturen. Bodemdieren op droogvallende platen zullen als regel dan ook weinig hinder ondervinden van de lozing van koelwater.

Uit veel onderzoek blijkt een toelaatbare maximum temperatuur afhankelijk van zoutgehalte en zuurstofconcentratie. Voor mariene soorten neemt de temperatuurrestantie af bij stress door dalende saliniteit en zuurstofconcentratie. Zeewatermosselen tolereren een watertemperatuur van 35 °C meer dan een uur en 36 °C gedurende een half uur. De jongste stadia die zich hebben gehecht tolereren een watertemperatuur van 34 °C langer dan 3 uur (Jenner 1983). De kokkel (*Cardium edule*) wordt bij eb in de zomer aan hoge temperaturen blootgesteld en kan een watertemperatuur van 31 °C meer dan 24 uur verdragen. De zeepokken *Elminius modestus*, *Balanus balanoides* en *Balanus crenatus* overleven een temperatuur van 33 °C langer dan een uur.

De temperatuur tolerantie van kreeftachtigen is in kustwateren aanzienlijk groter dan van soorten in diepere wateren (Kinne, 1978). Vooral kreeftachtigen, schelpdieren en slakken uit intergetijdezones kunnen relatief hoge temperaturen zonder schade verdragen. Evans (1948) geeft voor elf schelpdiersoorten aan de Engelse kust letale temperaturen van 36 tot 46 °C en noemt als temperaturen waarbij herstelbare effecten optreden 30 tot 37 °C. Wormen die in het sediment van droogvallende platen leven worden van nature aan temperatuurschommelingen blootgesteld. Het temperatuurverschil bij eb en vloed op 1 cm diepte in het

sediment is 6 tot 10 graden en op 4 cm diepte 3 tot 5 graden (Spencer, 1969). De borstelwormen van het geslacht *Nereis* vertonen een grote temperatuurtolerantie. *Nereis diversicolor* verdraagt 28 °C zonder schade, sterfte treedt op bij temperaturen van 35 tot 37 °C (Hohendorf, 1963).



4 Visie op toetsingscriteria voor koelwatergebruik

.....

Uit de beschrijving van de effecten volgt dat voor het gebruik van koelwater de onttrekking inclusief de daarbij behorende effecten en de warmtelozing van belang zijn. Voor een beoordelingssystematiek voor warmtelozingen zijn toetsingscriteria nodig. De huidige richtlijn geeft een maximum ΔT en een maximum lozingstemperatuur van 30 °C. Bij een elektriciteitscentrale die ontworpen is voor een ΔT van 7 graden, is de maximale lozingstemperatuur alleen in warme zomers beperkend. Dit is een relatief eenvoudige systematiek. Deze systematiek zegt niets over de effecten van het onttrekken van koelwater.

Uitgaande van de beschrijving van de effecten en gevoerde discussies door experts van het RIKZ en RIZA, tijdens een gehouden expertworkshop en in de CIW werkgroep worden hier criteria beschreven.

Het voorstel is om de volgende drie toetsingscriteria op te nemen in de nieuwe beoordelingssystematiek, die hieronder verder worden beschreven:

- *Onttrekking*: Bij onttrekking gaat het om de schade aan organismen die de koelwaterketen zijn ingezogen.
- *Mengzone*: Dit is het gebied bij het lozingspunt waar de waterkwaliteitsdoelstelling niet geldt.
- *Opwarming*: Hier gaat het om het opwarmen van het oppervlaktewater op watersysteemniveau.

Naast deze criteria geldt dat voor nieuwe en bestaande centrales langs de Nederlandse kust en estuaria over het algemeen een vergunning op grond van de natuurbeschermingswet aangevraagd moeten worden. Dit in verband met de daarin geïmplementeerde vogel en habitatrichtlijn.

4.1 Onttrekking van koelwater

Het is niet wenselijk om een onttrekking van koelwater te situeren op een locatie waar veel vislarven (paaigebieden) en juveniele vis voorkomen. Het onttrekkingscriterium is gebaseerd op vis omdat vispopulaties het meest gevoelig zijn voor koelwatersterfte.

Aanbevolen wordt om concrete criteria te ontwikkelen waarmee aangegeven wordt wanneer sprake is van aantasting van het gezond functioneren van het ecosysteem. In hoofdstuk 5 wordt deze aanbeveling uitgewerkt.

4.2 Lozingscriteria

Door een *mengzone* te definiëren met een maximum grootte kunnen belemmeringen voor migratie van vissen voorkomen worden en blijft de zone waarin niet wordt voldaan aan de waterkwaliteitseisen beperkt. De grootte van de mengzone wordt vooral door de hoeveelheid geloosde warmte bepaald. In de huidige beoordelingssystematiek is de hoeveelheid geloosde warmte niet beperkt. Wanneer een elektriciteitscentrale met een groot vermogen op een estuarium gaat lozen, is het mogelijk dat de passeerbaarheid voor vismigratie van een estuariene geul in gevaar komt.

Voorgesteld wordt om in analogie met de “Immissietoets voor stoffen” voor de temperatuur op de rand van de mengzone het “ernstig risiconiveau” (ER) te nemen. Het ER is het risiconiveau boven het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR). Gezien de gegevens uit de literatuur lijkt een temperatuur van 25 °C een redelijk ER voor zoute oppervlaktewateren. Het voorstel is om uit te gaan van 25 °C als ER. Het voorstel is om de mengzone niet groter te laten zijn dan een bepaald percentage van de natte dwarsdoorsnede van een geul in een estuarium. Van belang voor de passeerbaarheid is tevens dat het opgewarmde water niet in contact mag komen met de bodem. Verder is het van belang dat in de periode dat een gebied door natuurlijke opwarming te warm is geworden voor mariene vissen, de mengzone van 25 °C niet relevant is. Voor de Noordzeekust is het voorstel om geen eisen aan de grootte van de mengzone te stellen. Voor die locaties geldt uiteraard dat wel eisen aan de onttrekking worden gesteld.

De onttrekking van koelwater leidt tot directe sterfte terwijl het lozen van warmte over het algemeen niet tot directe sterfte leidt. Daarom is het van belang dat criteria voor warmtelozingen niet leiden tot onnodige en onacceptabele extra onttrekkingssterfte.

Naast een criterium voor de mengzone kan ook een maximum aan de opwarming van een watersysteem worden gesteld. Het is echter niet te verwachten dat de estuaria en kustwateren door koelwater significant opgewarmd worden.

5 Aanbevelingen

Naar aanleiding van de voorgestelde criteria worden hier een aantal aanbevelingen gedaan.

Criteria voor het onttrekken van koelwater

Aanbevolen wordt om criteria voor het onttrekken van koelwater op te stellen die door de vergunningverlener goed zijn te hanteren. Dergelijke criteria geven aan wanneer wel of niet sprake is van aantasting van het gezond functioneren van het ecosysteem.

Voor de estuaria zijn onttrekkingscriteria belangrijk omdat het watersystemen zijn waar veel jonge of kleine vissen in voorkomen. Voor de Noordzeekust zijn deze criteria belangrijk omdat aan de grootte van de mengzone geen eisen worden gesteld en de vergunningverlener beter aan de koelwateronttrekking duidelijke eisen kan stellen.

In paragraaf 2.3 is al gezegd dat het moeilijk vast te stellen is of inzuigingssterfte tot aantasting van ecosysteem-functies van bijvoorbeeld estuaria leidt. Met de beschikbare informatie kan wel een risicoanalyse worden uitgevoerd. Om de beschreven risico's om te kunnen zetten in onttrekkingscriteria is het nodig om aan te geven welke risico's onacceptabel zijn, welk niveau van bescherming van het ecosysteem wordt gehanteerd.

Voorafgaand aan de risicoanalyses wordt aangegeven welke effectparameters relevant zijn en voor welke vissoorten en hoe een risicoanalyse moet worden uitgevoerd. Mogelijke effectparameters zijn het afnemen of verdwijnen van vispopulaties. In hoofdstuk 2 staat informatie die hiervoor gebruikt kan worden.

Voor het uitvoeren van de risicoanalyses geldt dat in veel gevallen er beperkte relevante informatie beschikbaar is. Veel aspecten zullen op grond van expert kennis geschat moeten worden. Wanneer voor de implementatie van de Kaderrichtlijn Water nieuwe gegevens beschikbaar komen, verdient het aanbeveling daarvan gebruik te maken. Uitkomsten van bijvoorbeeld Amerikaans en Engels onderzoek kunnen wellicht worden meegenomen.

Van de uitkomsten wordt in elk geval gebruik gemaakt van de vissoorten waarvoor de risico's het grootst zijn, er van uitgaande dat je daarmee rekening houdt met de lagere risico's voor andere soorten.

In het voorbeeld van een elektriciteitscentrale die koelwater aan een estuarium onttrekt, is het risico voor een vis zoals de driedoornige stekelbaars relatief groot omdat de trekroute van deze vis langs de koelwaterinlaat kan lopen en de vis te klein is om makkelijk weg te zwemmen. Een elektriciteitscentrale kan mogelijk op die manier tot meer dan 10 % van een deelpopulatie op jaarbasis inzuigen.

Stekelbaarspopulaties worden als veerkrachtig beschouwd wat het risico eventueel vermindert. Wanneer in dit voorbeeld de stekelbaarspopulatie het grootste risico loopt en dit risico onacceptabel is, dan worden onttrekkingscriteria onder meer op dit risico gebaseerd.

Grootte van de mengzone

Voorgesteld is om de mengzone niet groter te laten zijn dan een bepaald percentage van de natte dwarsdoorsnede van een geul in een estuarium. Aanbevolen wordt om de keuze voor een bepaald percentage te onderbouwen.

6 Literatuur

Alabaster, J.S., 1967. The survival of salmon (*Salmo salar*) and sea-trout (*Salmo trutta*) in fresh and saline water at high temperatures. Wat. Res. 1: 717-730.

Bamber, R.N., R.M.H. Seaby, A.W.H. Turnpenny & J.M. Fleming, 1993. Sizewell ichthyoplankton survey, 1992-1993. Report to Nuclear Electric by Fawley arl FCR074/93.

Bamber, R.N. & R.M.H. Seaby, 1995. The effects of entrainment passage on planktonic stages of the bass, *Dicentrarchus labrax* (L.). Fawley arl Ltd Client Report to Nuclear Electric plc, No. FRR160/95

Brett, J.R., 1970. Fishes, functional responses. In: Kinne, O. (Ed.), Marine Ecology: A Comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol. I: Environmental Factors, Part 1: 516-560. Wiley, New York.

Brock, T.D., 1975. Predicting the ecological consequences of thermal pollution from observations on geothermal habitats, pp. 559-621 in IAEA, 1975. Environmental Effects of Cooling Systems at Nuclear Power Stations. International Atomic Energy Agency, Wenen.

Claridge, P.N., I.C. Potter & M.W. Hardisty, 1986. Seasonal changes in movement, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 66: 119-258.

Corten, A., 1996. Ecoprofiel Haring. RIVO-DLO rapport CO59-95.

Cotter, A.J.R., D.J.H. Phillips & M. Ahsanullah, 1982. The significance of temperature, salinity and zinc as lethal factors for the mussel, *Mytilus edulis* in a polluted estuary. Mar. Biol., 68: 135-141.

De Kruik, H.J., 1983. Overzicht van hydrobiologisch koelwateronderzoek in Nederland. Stand van zaken 30 juni 1983. Commissie Koelwater Normen, 's Gravenhage, nota nr. WH-83.13. 72 pag.

Fraikin, S.J. & J. van den Bergs, 1996. Thermisch infrarood opnamen : koelwaterpluim van de Eemscentrale. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst (RWS, MD). – Delft. 16 p. : ill. MD-GAT-1996-44

Geltink, H., 1983. Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van de schorrevegetatie bij verlengde inundatie. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, rapport nr. 3-1983. 33 pag.

Gessner, F., 1970. Temperature, plants. Hoofdstuk 3.2 in: Kinne, O. Marine ecology, vol. 1, part 1. Wiley-Interscience.

Hadderingh, R.H., Janssen-Mommen, J.P.M., 2000. Inventarisatie gevoeligheid oppervlaktewateren voor warmtelozingen. Rapport in opdracht van RWS. KEMA rapport nr 50050786 KPS/MEC 00-6057.

Hadderingh, R.H. & Z. Jager, 2002. Comparison of fish impingement by a thermal power station with fish populations in the Ems Estuary. *Journal of Fish Biology* 61: 105-124.

Henderson, P.A., A.W.H. Turnpenny & R.N. Bamber, 1984. Long-term stability of a sand smelt (*Atherina presbyter* Cuvier) population subject to power station cropping. *Journal of Applied Ecology* 21: 1-10.

Henderson, P.A., 1987. On the population biology of the common shrimp Crangon crangon in the Severn estuary and Bristol Channel. *J. Mar. Biol. UK*. 67: 825-847.

Henderson, P.A., 1989. On the structure of the inshore fish community of England and Wales. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 69, 145-163.

Henderson, P.A. & R.M.H. Seaby, 2000. Technical evaluation of US Environmental Protection Agency proposed cooling water intake regulations for new facilities.

Horst, T.J., 1975. The assessment of impact due to entrainment of ichthyoplankton. In S.B. Saila (editor). *Fisheries and energy production. A symposium*. P. 107-118

Iger, Y., Jenner, H.A. & S.E. Wendelaar-Bonga, 1994. Cellular responses in the skin of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to temperature elevation. *J. Fish Biol.* 44, 921-935.

Jager, Z., 1992

Een onderzoek naar de vissterfte ten gevolge van koelwaterinname uit het Eems-estuarium door de Eemscentrale in 1981/1982.

Rapport DGW-92.026, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ.

Jenner, H.A., 1983. Control of mussel fouling in the Netherlands: experimental and existing methods. In: *On condenser macrofouling control technologies*, Symp. Hyannis, Mass.

KEMA, 1991. Milieu-Effect-Rapport Uitbreiding Eemscentrale met gasgestookte eenheden EC 95/96. Doc. Nr. EPON EC3/MM0020. Ref. Nr. KEMA 93494-WPB 90-220.

Knight-Jones, E.W. & E. Morgan, 1966. Responses of marine animals to changes in hydrostatic pressure. In: Barnes, H. (Ed.), *Oceanography and Marine Biology. An annual review*, Vol 4: 267-300, George Allen and Unwin, London.

Krenkel, P.A. & F.L. Parker, 1969. Biological aspects of thermal pollution. *Proceedings of the national symposium on thermal pollution*.

Langford, T.E.L., 1990. *Ecological effects of thermal discharges*. Elsevier, London & New York. 468 pag.

Murphy, J.C., C.T. Garten, M.H. Smith & E.A. Standora, 1976. Thermal tolerance and respiratory movement of bluegill from two populations tested at different levels of acclimation temperature and water hardness, p. 145-147. In: Esch, G.W. & R. W. McFarlane (Eds.), Thermal Ecology II. CONF 750425. ERDA Symposium Series.

Potter, de, M.R. & G.H.F.M. van Aerssen, 1995. Inzuiging van vis, garnalen, krabben en kwallen door centrale Borssele 1994-1995. Kema Milieu Service, 64205-KES/WBR 95-3110.

Rozeveld, J., 1981. Wees wijs met vissen in de Waddenzee. De vissterfte ten gevolge van impingement in het koelwatersysteem van de Eemscentrale.
Rapport Nr. BI-MV 81.01. Rijkswaterstaat, RIZA.

Turnpenny, A.W.H. & N.J. Utting, 1979. Winter diel patterns of fish impingement at Dungeness 'A' Nuclear Power Station, with special reference to the sprat (*Sprattus sprattus* L.). Central Electricity Generating Board internal publication. CERL.RD/L/N 188/79.

Turnpenny, A.W.H., 1989. The equivalent adult approach for assessing the value of juvenile fish kills, with reference to commercial species in British water. CEGB Research Report No. RD/L/3454/R89

Turnpenny, A.W.H. & J. Coughlan, 1992. Power generation on the British coast: thirty years of marine biological research; *Hydroécol. Appl.* 4 (1): 1-11.

Turnpenny, A.W.H. & C.J.L. Taylor, 2000. An assessment of the effect of the Sizewell power stations on fish populations; *Hydroécol. Appl.* 12 (1-2): 87-134.

Turnpenny, A.W.H. & J. Coughlan, 2003. Using water well? Studies of power stations and the aquatic environment. Innogy plc.

Vink-Lievaart, M.A., A.M. Groenendijk, M. Bouts & H. Geltink, 1984. Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van een aantal schorreplanten bij verlengde inundatie. VEGIN, Yerseke, rapport nr. 3-1984.

Yagi, H. & H.J. Ceccaldi, 1984. The combined effects of temperature and salinity on the metamorphosis and larval growth of the common prawn, *Palaemon serratus* (Pennant), (*Crustacea, Decapoda, Palaemonidae*). *Aquaculture*, 37: 73-85.

Bijlage 1: Warmtelozingsbeeld Eemscentrale tijdens verschillende momenten van de getijcyclus (Fraikin & van den Bergs, 1996).

