

COMPILATIE
VAN GEGEVENS OVER ZEEHONDEN EN ZEEHONDENOPVANG
IN DE NEDERLANDSE WADDENZEE

WETENSCHAPPELIJK PLATFORM ZEEHONDEN WADDENZEE

GRONINGEN, SEPTEMBER 2002

Compiler: Drs. D. Haydar

Leden Wetenschappelijk Platform Zeehonden Waddenzee:

Dr. K. Zijlstra (voorzitter)

Dr. T. Kuiken

Dr. Ir. P.J.H. Reijnders

Dr. H.J. Lindeboom

Drs. J.M. Revier

Dr. Ir. J. Kuiper

Prof. Dr. A.D.M.E. Osterhaus

Dr. M.L. Eggens

Dr. F. Stafleu

VOORWOORD

Het Wetenschappelijk Platform Zeehonden Waddenzee werd in 2000 op initiatief van staatssecretaris Faber opgericht. Het moest de gezondheidstoestand van de zeehondenpopulatie zo goed mogelijk beschrijven, aanbevelingen voor onderzoek doen en bouwstenen leveren voor het toekomstig beleid. Na een tussentijdse summiere rapportage ligt nu het afsluitende rapport voor U.

Het bestaat uit acht min of meer "technisch-wetenschappelijke" hoofdstukken, waarvan één over populatie en strandingen van zeehonden, twee over hun gezondheid, twee over de natuur van de Waddenzee, respectievelijk de verstoring ervan en het zeehondenbeheer, één speciaal hoofdstuk over de ethische aspecten van menselijke interferentie en een hoofdstuk over de relevante verdragen en Nederlandse wetgeving. Deze hoofdstukken zijn geschreven door de verschillende deelnemers aan het platform, steeds vanuit de eigen bijzondere invalshoek van de auteur. Het was niet altijd even gemakkelijk over deze teksten consensus te bereiken, maar daar is het platform uiteindelijk toch in geslaagd. Er bleek vaak meer overeenstemming te bestaan dan aanvankelijk gedacht. In die zin zijn de gesprekken tussen de platformleden zeer waardevol geweest en hebben ze een basis gelegd voor verdere samenwerking. Ik hoop dan ook dat die samenwerking in de toekomst verder wordt uitgebouwd.

Het negende hoofdstuk gaat over de opvang van zeehonden en raakt dan ook meer rechtstreeks het beleid. Ook daar vond het grootste deel van de tekst de instemming van het gehele platform. Men was het er bijvoorbeeld over eens, dat op zichzelf opvang van zeehonden niet noodzakelijk is voor de instandhouding van de populatie. Dat geldt kennelijk impliciet ook voor de situatie, die als gevolg van de PDV-epidemie van 2002 ontstaat. Echt gevaar voor het voortbestaan voor de zeehond in de Waddenzee dreigt naar de mening van het platform vooralsnog niet. Het platform in zijn geheel erkende evenwel ook, dat er in Nederland draagvlak is voor de opvang van zeehonden. Over de gewenste omvang van die opvang was men het daarentegen niet eens. Het verschil van mening berustte op een van elkaar afwijkende inschatting van de effecten, die met het opvangen en weer uitzetten van zeehonden kunnen zijn verbonden en van de mogelijkheden om door passende voorzorgsmaatregelen die verregaand te beperken.

De taak van het platform bestond er met name uit de nodige bouwstenen aan te leveren voor het overheidsbeleid. Ik vertrouw er op, dat dit nu naar wens is gebeurd. Het is aan de verantwoordelijke minister of staatssecretaris dit bouw materiaal naar beste weten aan te wenden voor de verdere opbouw van het beleid.

Mijn opdracht als onafhankelijk voorzitter van het platform is hierbij afgerond, maar ik kan me voorstellen dat de leden van het platform behoefte hebben om elkaar structureel te blijven ontmoeten voor de uitwisseling van informatie. Een dergelijk platform kan ook dienen als klankbord voor de overheid, zoals gedurende de epidemie toch zeer effectief en constructief gebeurde.

Dr. Kees Zijlstra, voorzitter platform.

INHOUDSOPGAVE

HOOFDSTUK:		PAGINA:
1	INLEIDING <i>Deniz Haydar</i>	1-2
2	POPULATIEDYNAMICA	
2.1	Populatieontwikkelingen van zeehonden in de Nederlandse Waddenzee <i>Peter J.H. Reijnders & Sophie M.J.M. Brasseur, Alterra-Texel</i>	3-14
2.2	Strandingen van gewone- en grijze zeehonden in Nederland, 1989-2000 <i>Thijs Kuiken, Zeehondencrèche Pieterburen & Jan Kuiper, EcoMare</i>	15-26
3	GEZONDHEID VAN WILDE- EN OPGEVANGEN DIEREN	
3.1	Virusinfecties van Pinnipeden <i>Albert D.M.E. Osterhaus, Erasmus Universiteit Rotterdam</i>	27-33
3.2	Infectieuze en niet-infectieuze ziekten <i>Thijs Kuiken, Zeehondencrèche Pieterburen</i>	34-41
4	TOXICOLOGIE	
4.1	Algemene toxicologie <i>Martin L. Eggens, RIKZ Haren</i>	42-51
4.2	Effecten van hormoonverstorende stoffen op reproductie en ontwikkeling van zeezoogdieren <i>Peter J.H. Reijnders, Alterra-Texel</i>	52-60
4.3	Effecten op immuunsysteem <i>Albert D.M.E. Osterhaus, Erasmus Universiteit Rotterdam</i>	61-69
5	ZEEHONDEN EN MENSELIJKE ACTIVITEITEN <i>Peter J.H. Reijnders, Alterra Texel</i>	70-73
6	ETHIEK <i>Ronno Tramper & Bernice Bovenkerk, Universiteit Utrecht</i> <i>Chris Pool, KNAW</i>	74-84

7	VISIE OP DE NATUUR VAN DE WADDENZEE EN OP HET BEHEER VAN ZEEHONDEN IN DE WADDENZEE <i>Hans M. Revier, Waddenvereniging & Peter J.H. Reijnders, Alterra Texel</i>	85-90
8	INTERNATIONALE VERDRAGEN & AFSPRAKEN, NATIONALE WETGEVING & BELEID <i>Deniz Haydar, Rijksuniversiteit Groningen</i>	91-101
9	OPVANG VAN ZEEHONDEN <i>Thijs Kuiken, Zeehondencrèche Pieterburen Jan Kuiper, EcoMare Peter J.H. Reijnders, Han Lindeboom, Alterra-Texel Albert D.M.E. Osterhaus, Erasmusuniversiteit Rotterdam</i>	102-111
10	CONCLUSIES	112-122

HOOFDSTUK 1: INLEIDING

Deniz Haydar

Het Wetenschappelijk Platform Zeehonden Waddenzee (WPZW) is ingesteld door het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Het WPZW heeft als doel door uitwisseling van kennis en advisering over onderzoek een bijdrage te leveren aan de grondslagen van het (inter)nationaal beleid ten aanzien van het beheer van de zeehonden in de Waddenzee. Deze compilatie is een product van het WPZW. De vraag die in deze compilatie centraal staat is wat de status van de zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee is. De status van de populatie is op verschillende manieren te beschrijven, verschillende factoren die invloed hebben op de zeehondenpopulatie komen dan ook aan bod. Er wordt aandacht besteed aan de populatiedynamica, de gezondheid van de populatie, toxicologische aspecten, de invloed van verstoring en ethische kwesties. De compilatie is tot stand gekomen in samenwerking met de leden van het WPZW. De teksten van de hoofdstukken 2 t/m 6 zijn door de leden van het WPZW aangeleverd en ik heb de editing verzorgd. Prof. Dr. Wim J. Wolff trad op als begeleider van dit project.

In hoofdstuk 2 komt de populatiedynamica aan bod. De deelvragen die hier naar voren komen zijn: Hoeveel zeehonden bevinden zich op dit moment in de Nederlandse Waddenzee? Groeit de populatie? Wat is de draagkracht van het ecosysteem? Hoe is de populatie verspreid over de Waddenzee? Wat zijn de waarden van de verschillende populatieparameters (geboortecijfer, mortaliteit, populatiefitness)? Hoeveel dieren zijn er in opvang? Is het aantal dieren in opvang toegenomen? Is er een verschil tussen het aantal jonge en oudere dieren in opvang? Wat is de geografische spreiding van de strandingen?

In hoofdstuk 3 wordt de gezondheid van wilde en opgevangen zeehonden onder de loep genomen. De deelvragen behorend bij dit hoofdstuk zijn: Welke virusinfecties zijn (mogelijk) van invloed op de zeehondenpopulatie? Wat is de oorsprong van de virussen in de zeehondenpopulatie? Is er overdracht van virussen (mogelijk) van andere zoogdieren naar de zeehond en vice versa? Welke antropogene factoren zijn van invloed op het opduiken van virussen in zeehondenpopulaties? Kan de introductie van virussen in de zeehondenpopulatie voorkomen worden? Welke andere infectieuze en niet-infectieuze ziekten komen voor in de wilde (en gerehabiliteerde) zeehondenpopulatie? Is er een trend in het voorkomen van bepaalde ziekten? Wat is er bekend over de oorzaak van verschillende ziekteverschijnselen?

Hoofdstuk 4 behandelt de toxicologische aspecten. In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de waterkwaliteit van de Waddenzee en de effecten van antropogene contaminanten op de reproductie en het immuunsysteem van zeehonden. De deelvragen behorend bij dit hoofdstuk zijn: Welke stoffen zijn aanwezig in de Waddenzee? Is er een trend in de gehalten van deze stoffen? Welke invloed hebben de verschillende stofgroepen op het immuunsysteem en de reproductie van zeehonden?

Hoofdstuk 5 is een probleemverkennd hoofdstuk. In dit hoofdstuk wordt de interactie tussen de zeehond en de medegebruikers van de Waddenzee, de visserij en recreanten, besproken. De deelvragen die hier aan bod komen zijn: Is er concurrentie om ruimte en voedsel tussen zeehonden en de mens in de Waddenzee? Als er op dit moment geen concurrentie is, zou die dan in de toekomst kunnen ontstaan? Wat kunnen we doen om eventuele conflicten te voorkomen?

In hoofdstuk 6 wordt de ethische kant van de zeehondenopvang besproken. Het eco- en dierethisch perspectief wordt aangedragen als mogelijke verklaring voor de verschillende ideeën over opvang van zeehonden.

In hoofdstuk 7 wordt een visie op de natuur van het waddengebied en op het beheer van de zeehondenpopulaties uiteengezet.

In hoofdstuk 8 wordt achtergrondinformatie gegeven met betrekking tot internationale verdragen en afspraken en het wettelijk kader.

In hoofdstuk 9 worden de voor- en nadelen van opvang op wetenschappelijke basis besproken.

Hoofdstuk 10 is het afsluitende hoofdstuk. De conclusies van de afzonderlijke hoofdstukken van de compilatie worden hier samengevat. Tevens worden gegevens uit verschillende hoofdstukken samengevoegd om tot nieuwe inzichten te komen.

HOOFDSTUK 2: POPULATIEDYNAMICA

2.1 POPULATIEONTWIKKELINGEN VAN ZEEHONDEN IN DE NEDERLANDSE WADDENZEE

Peter J.H. Reijnders & Sophie M.J.M Brasseur, Alterra-Texel

2.1.1 INLEIDING

Oorspronkelijk komen er vier soorten zeezoogdieren in de Nederlandse Waddenzee voor; de tuimelaar, de bruinvis, de gewone- en de grijze zeehond. De tuimelaar en de bruinvis zijn sinds de jaren '60 niet meer aanwezig in de Waddenzee (Reijnders & Wolff, 1981). De grijze zeehond is eeuwenlang verdwenen geweest uit de Nederlandse Waddenzee, maar is sinds enkele tientallen jaren terug. De gewone zeehond kent in de Waddenzee grote fluctuaties in aantallen door de jaren heen.

2.1.2 TELLINGEN

Monitoring van de aantalsontwikkelingen van de gewone zeehondenpopulatie in de Waddenzee wordt om diverse redenen uitgevoerd. De jaarlijks verzamelde data over aantallen zeehonden en verdeling van de populatie over de Waddenzee zijn het belangrijkste instrument in het beschrijven van de status van de populatie. Tevens kunnen zij gebruikt worden tijdens de evaluatie van het rendement van genomen beheersmaatregelen. Aantalsontwikkelingen kunnen ook een signaal zijn voor veranderingen in milieuomstandigheden, zoals bijvoorbeeld verontreinigingen. Het is bij lange termijn monitoring van belang om de telmethodes en procedures te standaardiseren, zodat gegevens voor verschillende jaren onderling kunnen worden vergeleken en trendontwikkelingen in de tijd kunnen worden vastgesteld.

Tijdens de tellingen van zeehonden worden alleen de dieren die zich op dat moment op de zandbanken bevinden geteld. Het aantal dieren dat tijdens laagwater op zandbanken wordt waargenomen fluctueert met de seizoenen (Reijnders 1976, 1978, Drescher 1979, Tougaard 1989, Ries 1999). Tellingen die worden uitgevoerd in de zomerperiode, van mei tot september, geven de hoogste en de meest constante index voor populatieomvang. Deze tellingen bestrijken verschillende segmenten van de populatie. De werp- en zoogperiode van de gewone zeehond loopt van juni tot begin augustus, in deze periode worden dan ook vooral de moederdieren, jongen en de subadulten geteld. In augustus verharen de dieren, in deze periode domineert het adulte segment van de populatie. Beide typen data zijn van belang bij populatiemonitoring en daarom wordt aanbevolen de jaarlijkse tellingen in beide periodes uit te voeren (Thompson *et al.* 1997). Tellingen van zeehonden in de Nederlandse

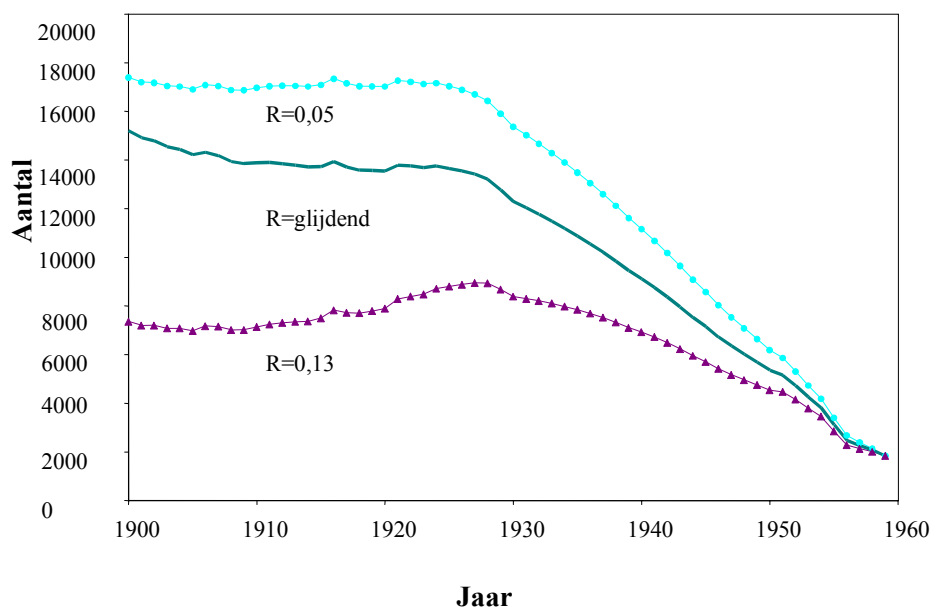
Waddenzee worden gesynchroniseerd met tellingen in de andere landen die aan de Waddenzee grenzen. Het huidige regime is vijf tellingen per jaar, drie in de werp- en zoogperiode en twee tijdens de verharingsperiode. Eens in de vijf jaar wordt er in juni/juli drie keer extra geteld om de initiële jeugdmortaliteit te kunnen berekenen.

Van de periode van 1900 tot 1959 zijn alleen anekdotische gegevens beschikbaar over de aantallen zeehonden in de Waddenzee (Brouwer 1928, Havinga 1933, van Bommel 1954). De tellingen vanuit een vliegtuig zijn begonnen in 1959, in de periode van 1959 tot 1974 zijn een of twee vliegtellingen per jaar en enkele tellingen vanaf een schip beschikbaar. Vanaf 1974 worden de zeehonden in de Nederlandse Waddenzee systematisch vanuit een vliegtuig geteld (van Haaften 1974). Om de populatieontwikkeling in de eerste helft van de twintigste eeuw te schetsen zijn jachtstatistieken gebruikt om een retrospectieve populatieanalyse uit te voeren, uitgaande van het aantal getelde dieren in 1959. De vliegtellingen van 1974 tot heden werden gebruikt om de vliegtellingen voor de periode 1959-1974 te corrigeren. Voor deze periode zijn de getallen dan ook geen exact aantal, maar een indicatie van het aantal (Brasseur & Reijnders 1997).

2.1.3 POPULATIEONTWIKKELINGEN VAN 1900-1959

Figuur 2.1. Schatting is. Populatietrajecten voor de gewone zeehond in de Nederlandse Waddenzee, bij diverse waarden voor de netto-recruitment, van 1900-1960 (Bron: Alterra- Texel).

Op basis van jachtstatistieken, waarin de aantallen jaarlijks geschoten dieren zijn vermeld, door middel van een populatieformule te berekenen hoe groot de populatie minimaal geweest moet zijn om die jachtomvang mogelijk te maken. Naast de jachtdruk is de netto-recruitment (R_t) bepalend om het populatietraject te berekenen. Met als uitgangspunt de vliegtelling in 1959, is op die wijze terug te rekenen wat de populatieomvang rond 1900 zou zijn geweest (Reijnders 1992, 1994). In populaties van gewone zeehonden varieert R_t tussen 0,05 en 0,13 waarbij 0,13 vrijwel de intrinsieke groeisnelheid van een gewone zeehondenpopulatie is (Härkönen 1987, Reijnders *et al.* 1997, Härkönen *et al.* 1999). De laagste waarde wordt gevonden bij een hoge populatiedichtheid en de hoogste bij een lage populatiedichtheid. Doordat R_t dichtheidsafhankelijk is en de populatie in 1900 relatief groot was, zal de netto-recruitment rond 1900 dicht bij 0,05 hebben gelegen en in 1959, toen de populatie relatief klein was, dichter bij 0,13. In de Waddenzee van Sleeswijk-Holstein bedroeg de netto-recruitment na het stoppen van de jacht 0,09. Als wordt aangenomen dat die waarde ook voor de Nederlandse zeehondenpopulatie gold, dan is een glijdende schaal van 0,05 in 1900 naar 0,09 in 1959 de meest realistische benadering. Aangezien er geen informatie is over de werkelijke netto-recruitment, zijn voor de terugrekening de twee uiterste waarden genomen aangevuld met een glijdende schaal van 0,05 naar 0,09 om de dichtheidsafhankelijkheid van R_t erin te verdisconteren. Voor deze drie netto-recruitment scenario's zijn de berekende trajecten weergegeven in figuur 2.1. Uitgaande van de telling van 1.250 dieren in 1959, zal het aantal zeehonden rond 1900 tussen de 7.000 en 17.000 hebben bedragen en meer waarschijnlijk circa 15.000 zijn geweest. Door het afsluiten van de Zuiderzee en de Lauwerszee is een deel van het leefgebied van de zeehond verdwenen. In de Zuiderzee zijn door Havinga (1936) groepen zeehonden geteld van maximaal 40 individuen, omdat er niet veel droogvallende zandbanken in de Zuiderzee zouden zijn geweest. Er zullen maximaal 1.000 zeehonden in de Lauwerszee en Zuiderzee hebben geleefd. Op grond daarvan wordt referentiewaarde voor de populatieomvang van zeehonden in de Nederlandse Waddenzee een range van 6.000-16.000 aangegeven, met daarbij de kanttekening dat binnen die range een aantal van 14.000 een realistische

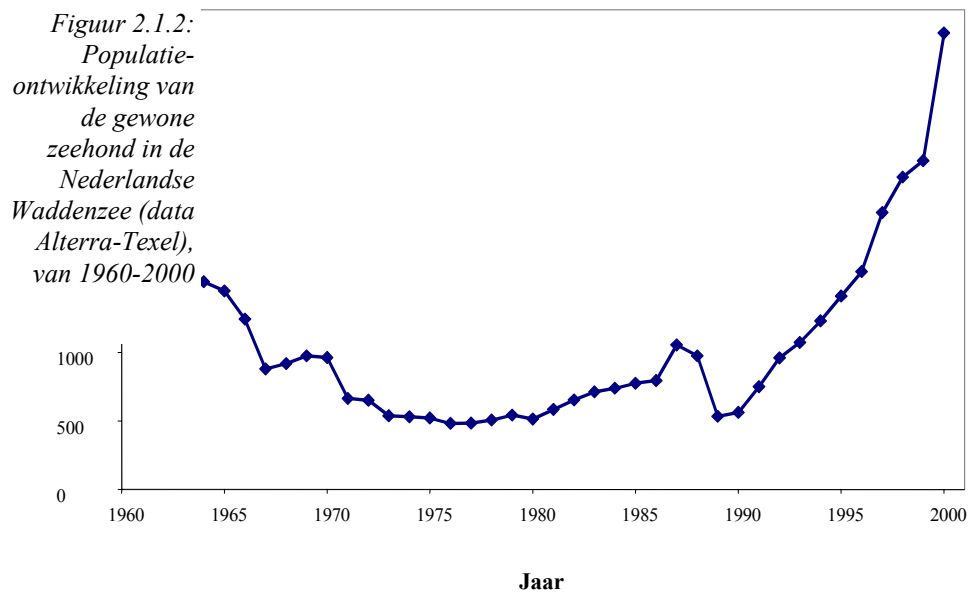


2.1.4 POPULATIEONTWIKKELINGEN VAN 1960-HEDEN

Het aantalsverloop van de zeehondenpopulatie in het Nederlandse waddengebied vanaf 1960 tot heden is in figuur 2.2 weergegeven. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt en bewerkt zoals beschreven in van Haaften (1974), Reijnders (1981a) en Brasseur & Reijnders (1997).

Na een aanvankelijke stijging na het stoppen van de jacht in 1962, nam de populatie wederom sterk af en werd een dieptepunt in 1978 bereikt, toen slechts 450 zeehonden werden waargenomen. De afname in die periode wordt vooral toegeschreven aan de invloed van watervervuiling, waardoor het geboortesucces bij zeehonden werd verlaagd (Reijnders 1986). Een additionele factor is verstoring van zeehonden door menselijke activiteiten. Verstoring kan leiden tot migratie, verhoogde jeugdsterfte en stress. Stress kan evenals waterverontreiniging interfereren met overleving van dieren (Reijnders 1981b). Langdurige blootstelling aan stress kan schadelijke effecten hebben op de gezondheid van dieren; er kunnen groeistoornissen en hormoonstoornissen ontstaan (Sapolsky 1990). Chronische stress kan leiden tot aantasting van het immuunsysteem (Griffin 1989).

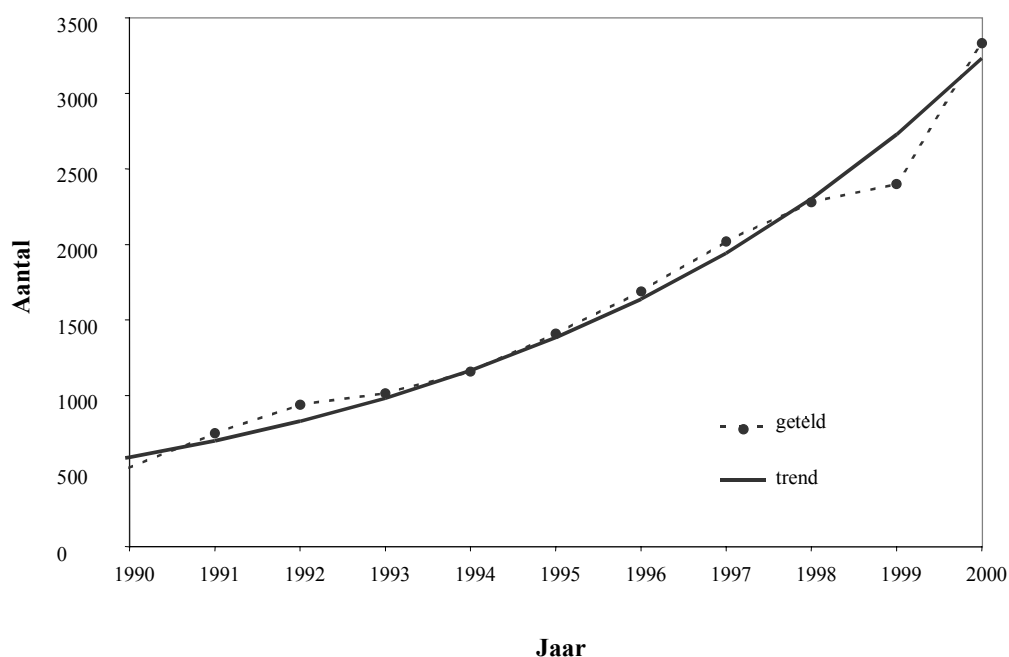
Na het dieptepunt in 1978, is tot en met 1987 een gemiddelde toename van de populatiegrootte met 8% per jaar te zien. Die toename wordt voornamelijk toegeschreven aan immigratie van dieren uit de Duitse en Deense Waddenzee en ten dele door het uitzetten van gerehabiliteerde dieren. Beide factoren compenseerden de te lage reproductie van de Nederlandse zeehonden (Reijnders *et al.* 1997). De immigratie kwam vooral op gang doordat de jacht in de andere landen van de Waddenzee vanaf 1976 was verboden (Reijnders 1983).



2.1.5 POPULATIEONTWIKKELINGEN NA DE VIRUSEPIDEMIE IN 1988

In 1988 brak een virusepidemie uit en het aantal dieren bedroeg in 1989 slechts 40% van het verwachte aantal, indien er geen virusepidemie zou zijn geweest. Daarna heeft de populatie zich zeer snel hersteld. In 1989 werden 505 zeehonden geteld, in 2000 werden er 3330 geteld. In figuur 2.3 zijn de aantalsontwikkeling en een trendberekening vanaf 1990 tot heden uitgezet. De populatiegroei wordt berekend op basis van het jaarlijks in dezelfde periode getelde totaal aantal zeehonden, inclusief jongen. Uit de uitgevoerde trendanalyse blijkt dat de populatie met gemiddeld 17% per jaar is toegenomen (log-lineaire regressie, $R^2 = 0.97$, $SE = 0.094$). Bij deze groeisnelheid verdubbelt de populatie elke 4-5 jaar. In 1999 viel de groei lager uit dan verwacht, de groei bedroeg slechts 5%. Dit wordt toegeschreven aan de slechte weersomstandigheden tijdens tellingen in dat jaar, waardoor veel dieren eenvoudigweg niet gezien zijn. De groei tussen 1999 en 2000 lijkt daardoor erg hoog te zijn, maar is feitelijk te wijten aan het lage aantal getelde dieren in 1999. De gemiddelde groei over alle jaren blijft gehandhaafd met een toename van het aantal zeehonden met circa 17% per jaar. De huidige populatiegroei is zeer hoog, van 1978 tot 1987 groeide de populatie met 8% per jaar terwijl de uitgangssituatie hetzelfde aantal zeehonden bedroeg als na de virusepidemie (Reijnders *et al.* 1997). De maximale (intrinsieke) groeisnelheid van een gewone zeehondenpopulatie bedraagt 12-13% (Härkönen *et al.* 1999). De extra hoge groeisnelheid van de populatie in de Nederlandse Waddenzee is voornamelijk te danken aan immigratie van zeehonden uit het Duitse en Deense deel van de Waddenzee (zie ook hoofdstuk 2.1.11).

*Figuur 2.1.3:
Populatie-
ontwikkeling en
berekende
trendlijn voor
de gewone
zeehond in de
Nederlandse
Waddenzee,
van 1990-2000
(Bron: Alterra-
Texel).*



2.1.6 WERKELIJKE POPULATIEGROOTTE

Het aantal dieren dat tijdens laagwater wordt geteld is slechts een deel van de totale populatie. Uit recent onderzoek blijkt dat het deel van de populatie dat in het water is en niet wordt geteld, per gebied kan verschillen, afhankelijk van m.n. de hoogteligging van de banken (Tougaard 1989, Withrouw & Loughlin 1995, Ries *et al.* 1998). Daardoor zullen correctiefactoren voor de tellingen om de totale populatieomvang te berekenen, per gebied moeten worden vastgesteld. In de Waddenzee liggen die correctiefactoren dicht bij elkaar, Denemarken 1,43 (Tougaard 1989) en Nederland 1,47 (Ries *et al.* 1998). Op basis van de in 2000 getelde 3.330 dieren, wordt de populatieomvang van de gewone zeehond in dat jaar in de Nederlandse Waddenzee, op circa 4.900 dieren geschat.

2.1.7 VERSPREIDING VAN ZEEHONDEN OVER DE NEDERLANDSE WADDENZEE

De verspreiding van de zeehonden in de Nederlandse Waddenzee wordt bepaald aan de hand van de locatie van de zandbanken waar de dieren gedurende laagwater op liggen. Als de recente verspreiding (1994) vergeleken wordt met die in 1933, lijkt er een verschuiving in dichtheden te hebben plaatsgevonden van West naar Oost. Rond 1930 werden de meeste zeehonden geteld tussen Texel en Vlieland, tegenwoordig worden er meer zeehonden geteld ten oosten van Schiermonnikoog en in de buurt van Rottum. Het gebied vanaf Schiermonnikoog tot en met de Dollard, lijkt op dit moment een belangrijke functie te hebben voor de zeehonden in de Waddenzee, 30% van de totale populatie wordt daar geteld en 65% van de jongen wordt daar geboren (Brasseur & Reijnders 1997).

2.1.8 POPULATIEPARAMETERS

Het geboortepercentage, uitgedrukt als het aantal getelde jongen per totaal aantal getelde dieren, is vanaf 1990 gemiddeld 19%. Dat is significant hoger dan het gemiddelde van 13% in periode voor de epidemie in 1988. Het huidige geboortepercentage is vergelijkbaar met dat in de andere landen in het waddengebied waar voor de epidemie geen verlaagde reproductie was vastgesteld (Reijnders *et al.* 1997).

De jeugdmortaliteit wordt voor de Nederlandse zeehonden op circa 40% geschat. Dit is ook voor de andere populaties in het waddengebied gevonden en is significant lager dan het percentage in Nederland vóór de epidemie, hetgeen op 65% werd geschat (Reijnders *et al.* 1997). Recente berekeningen van Abt (*in druk*) geven aan dat de jeugdmortaliteit in de laatste jaren wellicht rond de 30% zal hebben bedragen.

De jeugdmortaliteit is in het internationale waddengebied nog steeds enigszins hoger dan bij zeehondenpopulaties in andere gebieden, dit is waarschijnlijk te wijten aan de hoge verstoringsdruk (Reijnders *et al.* 1997). De jongen zijn erg gevoelig voor verstoring tijdens de zoogperiode. Als moeder en jong tijdens het zogen in de laagwaterperiode worden verstoord, kan dit leiden tot een lager gewicht van het jong en er is grote kans op infecties rond de navel als het jong het water in moet vluchten (Drescher 1979, Brasseur & Reijnders 1997).

De sterfte onder de subadulte en adulte dieren wordt voor de post-epidemie periode geschat op 7%, hetgeen een daling betekent van 5% vergeleken met de pre-epidemie periode (Ries *et al.* 1999).

2.1.9 HUIDIGE STATUS

De status van een populatie wordt veelal beschreven in termen van een gecombineerde index voor de demografische en voor de fysiologische conditie van de betreffende populatie. De demografische index wordt bepaald aan de hand van de parameters juveniele mortaliteit, geslachtsrijpe leeftijd, fecunditeit en adulte mortaliteit. De optelsom van de fitness van de individuen, overleving en voortplanting, bepaalt de demografische conditie van de populatie. De huidige demografische conditie van de populatie is goed te noemen, zoals uit de eerder beschreven populatieparameters blijkt.

De fysiologische conditie van de populatie wordt veelal uitgedrukt in een matrix van indicatoren w.o. opgeslagen vetreserves, bijnier hypertrofie (stress indicator), chemische en fysische bloedparameters, lichaamsgroei (gewicht, lengte, omvang). Gegevens over deze parameters ontbreken voor de wilde populatie. Ondanks de lacune in directe kennis omtrent de fysiologische conditie van de populatie is het evident dat die bevredigend moet zijn. Het is immers onmogelijk dat een populatie groeit met een tempo dat vrijwel gelijk is aan de intrinsieke groeisnelheid van deze soort in dit habitatype, en dan toch een slechte fysiologische conditie zou hebben. Bovendien kan worden geconstateerd dat de populatie niet alleen in quantitative zin maar ook in kwalitatieve termen sterk is verbeterd. De fitness (reproductie en overleving) in de populatie en de groeisnelheid ervan is in 1989-1990 sprongsgewijs verbeterd ten opzichte van de periode voor 1989. Op basis van de telgegevens is het geboortepercentage gestegen van 13% vóór 1989 naar 19% nadien en is de jeugdmortaliteit gedaald van 65% naar 40%; die zou volgens recente, voorlopige berekeningen nog lager zijn en rond de 30% bedragen. De sterfte onder sub-adulten en adulten is gedaald van 12% naar 7%. Deze veranderingen verklaren ook grotendeels de sterke populatiegroei.

Als verklaring voor de verhoogde fitness en de snelle groei van de zeehondenpopulatie ten opzichte van de periode van vóór de virusepidemie is de hypothese opgesteld dat de virusepidemie selectief slachtoffers heeft gemaakt onder de dieren met de hogere concentraties aan contaminanten. Dat zijn m.n. PCBs, omdat in experimenten is gebleken dat vooral die stoffen een negatief effect hebben op de voortplanting en het afweersysteem tegen ziektes bij zeehonden. Die hypothese is op drie manieren getoetst:

1. Als de hypothese geldig is moet er tijdens de epidemie een hogere sterfte zijn geweest bij de dieren met een hoge PCB belasting. Dit zouden specifiek de adulte mannetjes moeten zijn, aangezien zij in tegenstelling tot wijfjes, geen PCBs kwijt kunnen raken door het krijgen van een jong en melkgift. Verhoogde sterfte onder adulte mannetjes is inderdaad gevonden bij alle daarop onderzochte populaties gewone zeehonden in de Noordzee.
2. Bij diverse populaties gewone zeehonden in de Noordzee is gevonden dat er een significant verband bestaat tussen het sterftepercentage en de concentraties van PCBs in weefsel van zeehonden uit de betreffende populatie.

3. In een grondige studie aan zeehonden in het Deense en Zweedse deel van de Noordzee is vastgesteld dat in het subadulte segment van de populatie, waarin de gehaltes aan PCBs lager zijn dan in adulte dieren, procentueel minder slachtoffers zijn gevallen.

Deze toetsen bevestigen de hypothese en rechtvaardigen de conclusie dat de fitness van de populatie sterk is verbeterd door een selectieve sterfte tijdens de epidemie, ten faveure van de dieren met de lagere concentraties.

Een mogelijke aanvullende of alternatieve verklaring zou kunnen zijn dat de verkleining van de populatie heeft geleid tot verbeterde kansen met name door een verbeterd voedselaanbod. Als die hypothese geldig zou zijn, zou er bij toename van de populatie naar het oude niveau weer een afname van de fitness gevonden moeten zijn. Dat is niet het geval, want in 1993 bereikte de populatie het pre-epidemie niveau en er is geen verslechtering van de fitness parameters sinds die tijd geconstateerd. Met andere woorden er is geen grond voor deze hypothese en de conclusie is dat deze moet worden verworpen. Rest nog de vraag waarom de gehaltes aan contaminanten in de dieren in de jaren na de epidemie niet weer opnieuw gestegen zijn naar niveau's waarop weer effecten op reproductie verwacht zouden kunnen worden. De verklaring daarvoor is dat de gehaltes aan PCBs in zeehondenweefsel al sterk waren gedaald (met 60%) tussen 1975/76 en 1988, en dat die trend tot verlaging sindsdien zich heeft doorgezet in andere organismen en sediment in de Waddenzee zoals uit onderzoek van RIKZ blijkt (zie hoofdstuk 4.1.).

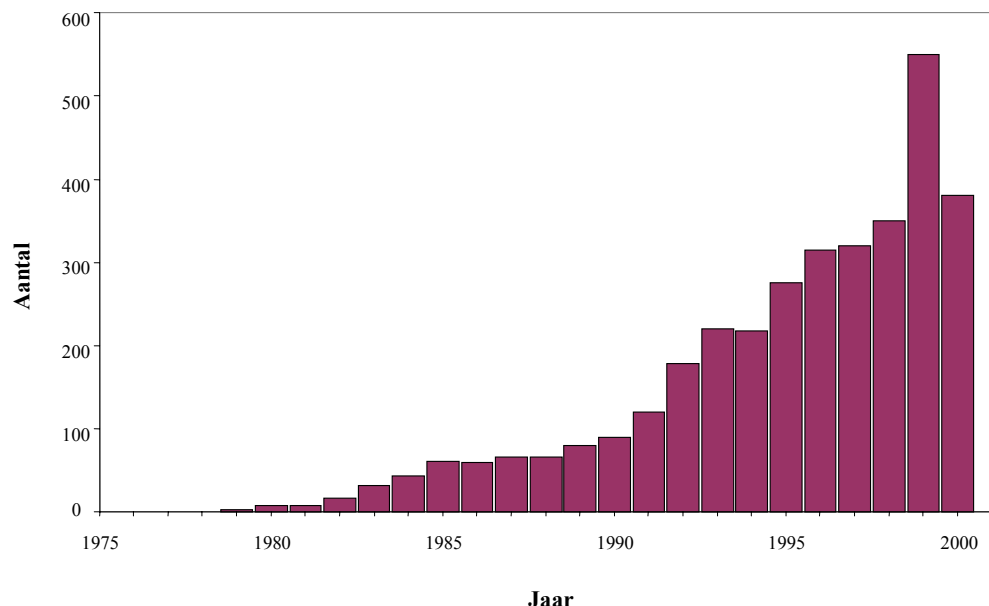
Op grond van bovenstaande gegevens en de constatering dat de populatie een robuuste demografische conditie bezit, is de conclusie gerechtvaardigd dat de huidige status van de populatie goed te noemen is.

2.1.10 DE GRIJZE ZEEHOND

De grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) was in de prehistorie de meest voorkomende zeehond in de Waddenzee. Waarschijnlijk door overbejaging verdween de grijze zeehond bijna helemaal uit de Waddenzee. Na 1950 werden echter steeds vaker grijze zeehonden gesignaleerd in de Waddenzee, maar het leek er op dat de Waddenzee niet geschikt was voor de herintroductie van de grijze zeehond (van Haaften 1974, Reijnders 1978).

De jongen van de grijze zeehond kunnen na de geboorte niet meteen zwemmen. De grijze zeehond heeft daarom zandbanken nodig die ook bij hoogwater droog staan, en die zijn er niet veel in de Nederlandse Waddenzee. Toch lijkt de grijze zeehond terug te zijn in de Nederlandse Waddenzee. Sinds 1980 bevindt zich een kolonie van grijze zeehonden op een zandbank tussen Vlieland en Terschelling. Deze kolonie is ontstaan door de immigratie van jonge dieren van de Engelse Oostkust (Reijnders *et al.* 1995) en wordt ook nu nog voornamelijk in stand gehouden door immigratie van zeehonden afkomstig van de Farne eilanden (Dankers *et al.* 1991). Sinds 1985 worden er in de kolonie ook jongen geboren en de kolonie wordt aangevuld met vrijgelaten zeehonden die in de zeehondencrèches van Pieterburen en EcoMare zijn verzorgd (Reijnders *et al.* 1995). In 1999 werden in de kolonie op de Richel, een zandbank ten zuiden van Terschelling en Vlieland, 550 dieren geteld, in 2000 werden slechts 380 dieren geteld (zie figuur 2.4). Er wordt aangenomen dat dit lage aantal een onderschatting is van het werkelijke aantal dieren vanwege de slechte weersomstandigheden waardoor een geringer aantal tellingen konden worden uitgevoerd gedurende de piekperiode (van Dijk & Kuiper, *pers. comm.*).

De kolonie grijze zeehonden groeit onregelmatig, maar gemiddeld met meer dan 20% per jaar. Deze groei kan in eerste instantie verklaard worden uit immigratie vanuit de Britse kolonies die sterke groei vertoonden. Sinds 1985 worden in de Nederlandse kolonie ook jongen geboren. De zandbank waarop de dieren hun broedkolonie hebben gevormd is echter vrij laag, en de jonge dieren zouden bij springtij van de bank gespoeld kunnen worden. Dit is duidelijk een beperkende factor voor de kolonie. In de winter- en zomermaanden worden ook grijze zeehonden in het westelijk deel van de Waddenzee waargenomen. Mogelijk zullen in de toekomst op andere



zandplaten kolonies worden gevormd.

2. **FIGUUR 2.1.4: NATIONALE WADDENZEE**

Aantal getelde
grijze
zeehonden op
de Richel, van
1975-2000

(Bron: Alterra-
Texel).

De zeehondenpopulatie in de Waddenzee heeft geen noemenswaardige uitwisseling met andere Noordzee- of Baltische populaties (Reijnders *et al.* 1997), maar er is wel enige migratie tussen o.a. de Waddenzee en gebieden zoals het Deltagebied en The Wash (Engelse oostkust) gesignaleerd (Brasseur & Reijnders, ongepubl.). De ontwikkelingen in de populatie zeehonden in de Nederlandse Waddenzee kunnen echter zeker niet los worden gezien van de ontwikkelingen in de populaties in de rest van het internationale waddengebied. Frequente migratie tussen de gebieden treedt op en de netto-resultante is nog altijd een influx van zeehonden naar de Nederlandse Waddenzee (Reijnders 1983, Ries *et al.* 1999). Genetisch gezien zijn er geen afzonderlijke zeehondenpopulaties in het waddengebied, binnen de soort *P. vitulina* is er sprake van zeer weinig genetische variatie (Kappe *et al.* 1995; Kappe *et al.* 1997). Aangezien de zeehonden in de verschillende delen van de Waddenzee wel als afzonderlijke managementunits worden beschouwd, waarvoor Trilaterale (Denemarken, Duitsland en Nederland) beheersafspraken zijn gemaakt (CWSS 1996), worden ze in deze context als populaties besproken.

In 2000 zijn in totaal 17.000 zeehonden geteld in de internationale Waddenzee. Een trendanalyse van de getelde aantallen zeehonden in de internationale Waddenzee toont aan dat de jaarlijkse toename vanaf 1990 gemiddeld 12-13% bedraagt. Dit is lager dan bij de Nederlandse populatie wordt gevonden. Aangezien de reproductiepercentages, de jeugdmortaliteit en overleving van oudere dieren vergelijkbaar zijn binnen het internationale waddengebied, is het verschil in jaarlijkse toename grotendeels (naar schatting 4.5%) toe te schrijven aan immigratie van zeehonden uit Duitsland en Denemarken, en voor een kleiner deel (naar schatting 0.5%) aan het uitzetten van gerehabiliteerde dieren.

2.1.12 SAMENVATTENDE CONCLUSIE

De zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee vertoont een zeer sterk herstel na de decimatie door een virusuitbraak in 1988. De conditie van de populatie is sterk verbeterd. Het reproductiepercentage is gestegen van 13 naar 19%, de jeugdsterfte is gedaald van 65 naar 40% en wellicht lager, de mortaliteit onder adulten is gedaald van 12 naar 7%, en de populatie neemt jaarlijks met 17% toe. De populatieomvang is nu bijna aan de ondergrens van de genoemde referentiewaarde van 6000 dieren en circa een derde van de meest waarschijnlijke referentiewaarde voor de omvang van de natuurlijke populatie zeehonden in de Waddenzee. Bij de huidige groei wordt elke 4-5 jaar een verdubbeling van de populatieomvang verwacht. Wanneer dit doorzet, zal binnen 7 jaar de referentiewaarde van 14.000 worden overschreden. Als gevolg van dichtheidsafhankelijke factoren is het te verwachten dat de groei in de komende jaren enigszins zal afnemen.

De verhoogde fitness in de populatie is sprongsgewijs opgetreden, namelijk tussen 1988 en 1990. Simultaan aan de verbeterde populatieparameters is in zeehondenweefsel een daling gevonden in gehalten aan contaminanten die verantwoordelijk worden geacht voor de verlaagde reproductie (Reijnders

1986) en die interfereren met de functie van het immuunsysteem (de Swart *et al.* 1994, Ross *et al.* 1995) (zie hoofdstuk 3). De gehaltes in zeehondenweefsel van PCBs en DDT zijn tussen 1975/76 en 1988 met respectievelijk 60% en 80% gedaald (Reijnders *in druk*). Gezien de stelling dat verontreinigingen, met name PCBs, het immuunsysteem van de zeehonden hebben gecompromitteerd (de Swart *et al.* 1994) en daardoor de omvang van de sterfte hebben vergroot (de Koeijer *et al.* 1998), is gepostuleerd dat de verbeterde populatiefitness gecorreleerd is met een selectieve sterfte van dieren tijdens de virusepidemie (Reijnders *et al.* 1997). De selectie zou dan zijn geweest ten faveure van de dieren met de lagere gehaltes van contaminanten. Die dieren hebben een hoger reproductiesucces en jongen met een hogere overlevingskans. Het is mogelijk dat vlak na de virusepidemie de toename in aantallen is versterkt door demografische veranderingen in de populatie, als gevolg van de virusepidemie (Härkönen *et al.* 1998). De tot op heden aanhoudende toename op hetzelfde niveau, geeft aan dat er sprake is van een werkelijke populatietoename.

2.1.13 REFERENTIES

Bemmel ACV van (1956) Zeehonden in Nederland. De Levende natuur 59: 1-13

Brasseur SMJM & Reijnders PJH (1997) The harbour seal in the Netherlands. RIKZ, ISBN 90-369-3431-1

Brouwer GA (1928) De levensomstandigheden van den zeehond *Phoca vitulina* L. in Nederland, I-IV. Levende Natuur 33: 115-119; 149-153; 185-191; 213-218

Common Wadden Sea Secretariat 1996. Conservation and Management Plan for the Wadden Sea Seal Population 1996-2000. WSNL 1996(2): 41-55.

Dankers N, Dijkema KS, Reijnders PJH & Smit CJ (1991) The Wadden Sea in the future – why and how to reach? RIN contributions to Research on Management of Natural Resources 1991-1, 108pp

Drescher HE (1979) Biologie, Ökologie und Schutz der Seehunde im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Beitr. Wildbiol. Meldorf 1: 73 pp

Griffin JFT (1989) Stress and immunity: a unifying concept. Vet. Immunol. Immunopat. 20: 212-263

Haaften JL van (1974) Zeehonden langs de Nederlandse kust. R.I.N. Meded. 104

Härkönen T (1987) Feeding ecology and population dynamics of the harbour seal *Phoca vitulina* in Kattegat-Skagerrak. Thesis, Univ. Goteborg, Sweden

Härkönen T, Harding KC & Lunneryd SG (1999) Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased estimates of vital population parameters. J. Appl. Ecol. 36: 825-841

Kappe AL, Zande L van de, Vedder EJ, Bijlsma R & Delden W van (1995) Genetic variation in *Phoca vitulina* (the harbour seal) revealed by DNA fingerprinting and RAPDs. Heredity 74:647-653

- Kappe AL, Bijlsma R, Osterhaus ADME, Delden w van & Zande L van de (1997) Structure and amount of genetic variation at minisatellite loci within the subspecies complex of *Phoca vitulina* (the harbour seal). *Heredity* 78: 457-463
- Koeijer A, Diekman O & Reijnders PJH (1998) Modelling the spread of phocine distemper virus among harbour seals. *Bull. Mathem. Biol.* 60: 585-596
- Reijnders PJH (1976) The harbour seal *Phoca vitulina* population in the Dutch Wadden Sea: size and composition. *Neth. J. Sea Res.* 10: 223-235
- Reijnders PJH (1978) Recruitment in the harbour seal *Phoca vitulina* population in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 12: 164-179
- Reijnders PJH (1981a) Management and conservation of the harbour seal *Phoca vitulina* population in the international Wadden Sea area. *Biol. Conserv.* 19: 213-221
- Reijnders PJH (1981b) Threats to the harbour seal population in the Wadden Sea. In: Reijnders PJH & Wolff WJ (eds), *Marine Mammals of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam, 38-47
- Reijnders PJH (1983) The effect of seal hunting in Germany on the further existence of a harbour seal population in the Dutch Wadden Sea. *Z. f. Säugetierk.* 48: 50-54
- Reijnders PJH (1986) Reproductive failure in harbour seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324: 456-457
- Reijnders PJH (1992) Retrospective population analysis and related future management perspectives for the harbour seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res. Spec. Publ. Ser. No. 20*: 193-197
- Reijnders PJH (1994) Historical population size of the harbour seal *Phoca vitulina* in the Delta area, SW Netherlands. *Hydrobiologia* 282/283: 557-560
- Reijnders PJH, Dijk J van & Kuiper D (1995) recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. *Biol. Conserv.* 71: 231-235
- Reijnders PJH, Ries EH, Tougaard S, Nørgaard N, Heidemann G, Schwarz J, Vareschi E & Traut IM (1997) Population development of harbour seals in the Wadden Sea after the 1988 virusepizootic. *J. Sea Res.* 38: 161-168
- Reijnders PJH & Wolff WJ (eds) (1981) *Marine mammals of the Wadden Sea*. Balkema, Rotterdam, 64pp
- Ries EH (1999) Population biology and activity patterns of harbour seals *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. *IBN-Sci. Contr.* 16. IBN-DLO, Wageningen, the Netherlands
- Ries EH, Hiby LR & Reijnders PJH (1998) Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. *J. Appl. Ecol.* 35: 332-339
- Ries EH, Traut IM, Brinkman AG & Reijnders PJH (1999) Net dispersal of harbour seals within the Wadden Sea before and after the 1988 epizootic. *J. Sea Res.* 41: 233-244
- Sapolsky RM (1990) Stress in the wild. *Scientific American* 1990:106-113
- Ross, PS, de Swart RL, Timmerman HH, Reijnders PJH, Vos JG, van Loveren H & Osterhaus ADME (1995) Suppression of natural killer cell activity in harbour seals *Phoca vitulina* fed Baltic herring. *Aq. Toxicol.* 34: 71-84

Swart, RL de, Ross PS, Vedder EJ, Timmerman HH, Heisterkamp SH, van Loveren H, Vos JG, Reijnders PJH & Osterhaus ADME (1994) Impairment of immunological functions in harbour seals *Phoca vitulina* feeding on fish from polluted coastal waters. *Ambio* 23: 155-159

Thompson PM, Tollit DJ, Wood D, Corpe HM, Hammond PS & Mackay A (1997) Estimating harbour seal abundance and status in an estuarine habitat in north-east Scotland. *J. Appl. Ecol.* 34: 43-52

Tougaard S (1989) Monitoring harbour seal *Phoca vitulina* in the Danish Wadden Sea. *Helgol. Meeresunters.* 43: 347-356

Withrow DE & Loughlin TR (1995) Harbor seal abundance and haul-out behavior in Alaska, including a correction factor to estimate the proportion of harbour seals missed during molt census surveys. Abstr. 11th Bienn. Conf. On the Biol. Of Mar. Mamm., Orlando, USA

2.2 STRANDINGEN VAN GEWONE- EN GRIJZE ZEEHONDEN IN NEDERLAND, 1989 - 2000

Thijs Kuiken
Zeehondencrèche Pieterburen

&

Jan Kuiper
EcoMare, Texel

2.2.1 INLEIDING

Strandingen van in zee levende dieren kunnen informatie verschaffen over de natuurlijke populaties van deze dieren die niet op een andere manier verkregen kan worden. Gegevens over strandingen van walvisachtigen (Addink & Smeenk 1999) en vogels (Camphuysen 1998) aan de Nederlandse kust zijn geanalyseerd en gepubliceerd in wetenschappelijke tijdschriften. Analyses van strandingsgegevens van zeehonden aan de Nederlandse kust zijn nog nooit gepubliceerd. Het aantal dood- en levend gestrande dieren kan gezien worden als een maat voor de gezondheid van de zeehondenpopulatie. In dit hoofdstuk worden de strandingsgegevens van levende gewone en grijze zeehonden geanalyseerd voor de periode 1989-2000, strandingsgegevens betreffende dode dieren worden onderzocht voor de jaren 1995-2000.

2.2.2 BRONNEN VAN INFORMATIE

EcoMare, het centrum voor wadden en Noordzee, is het oudste zeehondenopvangcentrum van Europa. In 1952 begon EcoMare, toen nog onder de naam Texels Museum, met de opvang van zeehonden. Alle opgevangen dieren bleven in het centrum, aangezien er nog volop op zeehonden gejaagd werd en uitzetten daardoor onverantwoord werd gevonden. Een belangrijk doel van EcoMare is gedurende lange tijd het opvangen en weer uitzetten van zieke zeehonden geweest. Tegenwoordig worden in EcoMare nog steeds zeehonden opgevangen maar de organisatie richt zich nu meer op de educatie en voorlichting van het publiek om een maatschappelijk draagvlak te creëren voor het beschermen van de zeehond en zijn ecosysteem in de Waddenzee. Tevens is in het verleden bij EcoMare in samenwerking met Alterra, de Zeehondencrèche Pieterburen en de Erasmusuniversiteit onderzoek verricht naar ziekten bij zeehonden en effecten van watervervuiling op de gezondheid van de dieren. Naast zeehonden worden in EcoMare ook vogels opgevangen.

De Zeehondencrèche Pieterburen werd als onafhankelijke organisatie opgericht in 1971. Een belangrijk doel van de organisatie is de rehabilitatie van zieke zeehonden en het weer uitzetten van deze dieren in het wild. De Zeehondencrèche heeft een zeer goed uitgerust dierenhospitaal met getrainde staf. De Zeehondencrèche beschikt ook over een uitgebreid netwerk van vrijwilligers, de zogenaamde EHBZers (Eerste Hulp Bij Zeehonden) die melding maken van zieke zeehonden en getraind zijn voor het verlenen van eerste hulp aan deze dieren. De EHBZers spelen in hun regio vaak een belangrijke rol als ontvangers van strandingsmeldingen van wandelaars en

andere mensen op het strand. Naast de opvang van gestrande dieren verzamelt de Zeehondencrèche ook informatie omtrent strandingen van dode dieren, waarvan sommige naar de Zeehondencrèche gebracht worden, alwaar autopsie wordt verricht. Ten derde voert Zeehondencrèche onderzoek uit naar de gezondheid van zeehonden en hun leefomgeving, waarbij de nadruk ligt op virale ziekten en de effecten van contaminanten in het milieu op het immuunsysteem. Ook niet onbelangrijk is de voorlichtende taak: de Zeehondencrèche informeert het publiek over zeehonden, de invloed van menselijke activiteiten op het Waddenzee-ecosysteem en de activiteiten van de Zeehondencrèche in haar bezoekerscentrum en door middel van publicaties.

2.2.3 GEBRUIKTE GEGEVENS

Voor levend gestrande dieren zijn de gebruikte gegevens afkomstig van de Zeehondencrèche Pieterburen en EcoMare Texel, de twee centra in Nederland waar zeehonden mogen worden opgevangen. De gegevens van EcoMare waren op basis van de geschatte leeftijd van de dieren ingedeeld in de categorieën huilers, jonge dieren (0^e jaars) en volwassen dieren. De data van de Zeehondencrèche Pieterburen waren in twee groepen ingedeeld op basis van de geschatte leeftijd: ≤ 4 weken (pups) en >4 weken (non-pups). Helaas waren lichaamslengtes voor deze dieren niet beschikbaar.

Voor de dood aangespoelde dieren werden de gegevens van de aan EcoMare en de Zeehondencrèche Pieterburen gemelde strandingen gebruikt, alsook de persoonlijke archieven van Pieter 't Hart en Jaap van der Hiele. Meldingen van dode strandingen werden alleen gebruikt als diersoort, datum en locatie bekend waren. De gegevens afkomstig uit de Zeehondencrèche Pieterburen en de persoonlijke archieven van Pieter 't Hart en Jaap ter Hiele werden in twee categorieën ingedeeld, waarbij lengte als maat gebruikt werd voor pups ($< \text{of} = 90\text{cm}$) en niet-pups ($> 90\text{cm}$). De gewone zeehond is bij de geboorte gemiddeld 79-81 cm lang (Boulva 1971). Ook voor de grijze zeehond werd lengte als maat voor pups ($< \text{of} = 110\text{cm}$) en niet-pups ($> 110\text{cm}$) gebruikt. De grijze zeehond is bij de geboorte gemiddeld 90 tot 105cm (Anderson 1991). De gegevens van de tellingen van zeehonden in de Waddenzee zijn afkomstig van Alterra (zie hoofdstuk 2.1.2).

De correlatie tussen de aantallen levende strandingen van gewone zeehonden en de aantallen getelde gewone zeehonden werden geanalyseerd met behulp van de Spearman rank-order correlation test (Siegel & Castellan, 1988). De jaarlijkse strandingspercentages van levende gewone zeehonden werden onderling vergeleken met behulp van de Chi-kwadraat test en de Dunnett-type test (Zar, 1996). De strandingspercentages waren kleiner dan 30%, daarom werd een arcsin transformatie uitgevoerd.

2.2.4 TOTALE OPVANG VAN LEVENDE ZEEHONDEN 1989-2000

Van januari 1989 tot oktober 2000 zijn in totaal 743 gewone- en 343 grijze zeehonden opgenomen voor rehabilitatie in EcoMare en de Zeehondencreche Pieterburen (figuur 2.2.1). De Zeehondencreche Pieterburen verzorgde het grootste deel van de opvang; 93,5% van het totaal aantal gewone zeehonden en 82,5% van het totaal aantal grijze zeehonden werd door de Zeehondencreche Pieterburen opgevangen. In de Zeehondencreche Pieterburen waren meer gewone- dan grijze zeehonden in opvang, dit in tegenstelling tot EcoMare, waar meer grijze- dan gewone zeehonden werden opgevangen.



Figuur 2.2.1: Aantal opgevangen zeehonden van januari 1989 tot oktober 2000 in EcoMare en de Zeehondencreche Pieterburen.

2.2.5 RESULTATEN VAN DE ANALYSE VAN STRANDINGSGEGEVENS VAN DE GEWONE ZEEHOND

Van de 743 gewone zeehonden die van januari 1989 tot oktober 2000 in EcoMare en de Zeehondencreche Pieterburen zijn opgevangen was het merendeel (77%) afkomstig uit de provincies Friesland en Groningen. De rest van de dieren was afkomstig uit de overige kustprovincies, de verdeling over die provincies was min of meer gelijkmatig. Van de dieren in de Zeehondencreche Pieterburen was 50% jonger dan vier weken. De meerderheid van deze pups (66%) werd gevonden in Groningen, de meeste niet-pups werden gevonden in Friesland (76%) (figuur 2.2.2).

*Figuur 2.2.2:
Aantal gestrande
gewone
zeehonden per
provincie,
ingedeeld per
leeftijdscategorie
(Bron:
Zeehondencreche
Pieterburen).*



Het jaarlijks aantal levend gestrande dieren dat in de Zeehondencreche Pieterburen en EcoMare werd binnengebracht varieerde tussen 18 en 52 tussen 1989 en 1996 en nam vanaf 1997 snel toe tot 212 in 2000. Deze toename van het totaal aantal gestrande dieren werd voornamelijk veroorzaakt door een toename van het aantal niet-pups dat strandde (figuur 2.2.3).



*Figuur 2.2.3:
Jaarlijks aantal
levend gestrande
gewone zeehonden,
ingedeeld per
leeftijds-
categorie, van
1989 tot 2000
(bron: EcoMare &
Zeehondencreche
Pieterburen).*

De toename van het aantal gestrande dieren vond plaats in alle kustprovincies (figuur 2.2.4).

*Figuur 2.2.4:
Jaarlijks totaal
aantal levend
gestrande gewone
zeehonden,
ingedeeld per
provincie, van
1989-2000 (bron:
EcoMare &
Zeehondencreche
Pieterburen)*



In de periode 1989-2000 groeide ook de populatie gewone zeehonden in de Nederlandse Waddenzee (zie hoofdstuk 2.1.4). In figuur 2.2.5 is het aantal levend gestrande dieren uitgezet tegen de grootte van de door Alterra getelde populatie.

*Figuur 2.2.5:
Aantal levend
gestrande zeehonden
ten opzichte van de
getelde
populatiegrootte in
de Nederlandse
Waddenzee, van
1989-2000 (bron:
EcoMare,
Zeehondencreche
Pieterburen &
Alterra).*



Uit statistische analyse bleek dat de stijging in het aantal levende strandingen significant gecorreleerd was met het aantal getelde zeehonden ($r_s=0.90$, $p<0.0005$). Hieruit kan geconcludeerd worden dat de toename van levende strandingen grotendeels verklaard kan worden door de populatiegroei.

Het effect van de populatiegroei op de aantallen levende strandingen werd weggenomen door het aantal strandingen uit te drukken als een percentage van de getelde populatiegrootte in dat jaar (figuur 2.2.6).

*Figuur 2.2.6:
Jaarlijkse
strandings-
percentages van
levende gewone
zeehonden, van
1989 -2000
(bron: EcoMare,
Zeehonden-
crèche
Pieterburen &
Alterra).*



Met name van 1998 tot en met 2000 lijkt er ten opzichte van de voorgaande jaren 1992 tot en met 1997 een hoger percentage dieren levend te stranden. Na een statistische analyse van deze gegevens bleek dat de jaarlijkse strandingspercentages in 1999 en 2000 significant hoger waren dan in het controlejaar 1989 (1999: $q = 3.11$; $p < 0.05$, 2000: $q = 3.92$; $p < 0.001$). Dit is een aanwijzing dat de strandingspercentages in 1999 en 2000 hoger waren dan normaal en dat deze toename niet door de populatiegroei kan worden verklaard.

Een meer gedetailleerde analyse van de strandingsgegevens van de Zeehondencrèche Pieterburen in de tijd laat zien dat er een piek was van het aantal gestrande pups in de zomermaanden (april tot september) variërend tussen 11 en 30 van 1989 tot 1997, met een duidelijke toename tot 54 in 1998 (figuur 2.2.7). Elke winter (oktober tot maart) was er een piek in het aantal gestrande niet-pups, variërend van 2 tot 21 tussen 1989/90 en 1997/98, met een duidelijke toename tot 63 in 1998/99 en 100 in 1999/2000 (figuur 2.2.7). De hogere strandingspercentages in 1999 en 2000 waren vooral te wijten aan de toename van het aantal levende strandingen van niet-pups in de wintermaanden, in deze jaren nam het aantal strandingen van pups zelfs af (figuur 2.2.7).



Figuur 2.2.7: Aantal levend gestrande pups en niet-pups van de gewone zeehond, per jaar per seizoen (zomer & winter), van 1989-2000 (bron: Zeehondencrèche Pieterburen).

Van de 63 niet-pups die in de winter van 1998-1999 werden gevonden was 83% afkomstig uit Friesland (Terschelling: 31, Vlieland: 11, Ameland: 6, Schiermonnikoog: 4). De klinische diagnose die werd gesteld was voor 84% van deze dieren "longworm". Vier van hen (6%) stierven gedurende de rehabilitatie en op hen werd autopsie verricht. Twee van deze dieren leden aan een herpesinfectie, één zeehond is tijdens de narcose overleden en de vierde had een ernstige huidontsteking.

Van de 100 niet-pups die werden gevonden in de winter van 1999-2000 was 90% afkomstig uit Friesland (Terschelling: 45, Ameland: 19, Vlieland: 13, Schiermonnikoog: 13). De klinische diagnose die werd gesteld voor 98% van deze dieren was "longworm". Elf van hen (11%) stierven gedurende de rehabilitatie en op hen werd autopsie verricht. Zeven van hen waren gestorven aan een ernstige longontsteking, gerelateerd aan een longworminfectie, of een complicatie daarvan (longbloeding, pneumothorax, obstructie van de luchtpijp). De andere vier stierven door niet-gerelateerde oorzaken (bloedverlies met onbekende reden, longontsteking door verslikking, zeehondenpokken, longabces met uitzaaiing).

Van januari 1995 tot oktober 2000 werden in totaal 266 dode gewone zeehonden gerapporteerd aan de Zeehondencrèche Pieterburen en EcoMare. Van de 238 dieren die aan de Zeehondencrèche Pieterburen werden gerapporteerd werd elk jaar op ongeveer de helft sectie verricht (48% over de

hele periode). Het grootste deel van deze dieren werd gevonden in Groningen en Friesland (78%) (figuur 2.2.8). De meeste pups strandden ook in deze twee provincies, terwijl de dode niet-pups meer gelijk verdeeld waren over alle kustprovincies (figuur 2.2.8).



*Figuur 2.2.8: Totaal
aantal dood
gestrande gewone
zeehonden per
provincie, van 1995-
1999
(bron: EcoMare &
Zeehondencrèche
Pieterburen).*

Het jaarlijks aantal dood gestrande dieren gerapporteerd aan de Zeehondencrèche Pieterburen en EcoMare vertoonde een piek van 71 in 1999, wat 51% hoger was dan het aantal van het jaar daarvoor (figuur 2.2.9). Deze toename was voornamelijk te wijten aan een toename van dood gestrande niet-pups en zeehonden met onbekende lengte (Figuur 2.2.9) in alle kustprovincies behalve Noord-Holland (figuur 2.2.10).



*Figuur 2.2.9:
Jaarlijks aantal dood
gestrande gewone
zeehonden,
ingedeeld per
leeftijdscategorie,
van 1995-1999
(Bron: EcoMare &
Zeehondencrèche
Pieterburen).*



*Figuur 2.2.10:
Jaarlijks aantal
dood gestrande
gewone zeehonden,
ingedeeld per
provincie, van
1995 tot 1999
(bron: EcoMare &
Zeehondencrèche
Pieterburen).*

2.2.6 RESULTATEN VAN DE ANALYSE VAN DE STRANDINGSGEGEVENS VAN DE GRIJZE ZEEHOND

Van de grijze zeehond is de geografische distributie van de strandingen niet geanalyseerd. Tussen 1989 en 2000 werden meer grijze zeehonden opgevangen in de Zeehondencreche Pieterburen dan in EcoMare Texel. Echter, in Ecomare Texel werden meer grijze dan gewone zeehonden opgevangen, terwijl dit bij de Zeehondencreche Pieterburen precies andersom was (figuur 2.2.1). Het aantal grijze zeehonden dat levend strandde nam toe in de jaren vanaf 1989 (figuur 2.2.11). Meer dan de helft (56%) van de levend gestrande dieren was jonger dan vier weken. Er was een duidelijke piek in 1999; er strandden in dat jaar 97 grijze zeehonden. De overige jaren was het gemiddeld



aantal dieren dat in de opvang terechtkwam 23 (range 3-46).

*Figuur 2.2.11:
Jaarlijks aantal levend
gestrande grijze
zeehonden, ingedeeld
per leeftijds-
categorie, van 1989 tot
2000 (bron: EcoMare
& Zeehondencreche
Pieterburen).*

Het aantal dood gestrande grijze zeehonden is weergegeven in figuur 2.2.12. Het aantal dood gestrande grijze zeehonden lijkt de laatste jaren te zijn afgenomen, maar de aantallen zijn klein en er zijn geen duidelijke verschillen.



*Figuur 2.2.12:
Jaarlijks aantal dood
gestrande grijze
zeehonden,
ingedeeld per
leeftijdscategorie,
van 1995-1999
(Bron: EcoMare &
Zeehondenreche
Pieterburen).*

2.2.7 DISCUSSIE GEWONE ZEEHOND

De analyse van de strandingsgegevens van levende gewone zeehonden toont aan dat het aantal strandingen sterk is toegenomen van 18 in 1989 tot 217 in 2000. Hoewel deze toename grotendeels verklaard kan worden uit de gelijktijdige groei van de zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee, lijkt er in de laatste twee jaar een grotere toename van het aantal opgevangen dieren te zijn dan op grond van de populatietellingen verwacht zou worden (figuur 2.2.6). Deze toename is voornamelijk te wijten aan de toename van het aantal niet-pups dat strandt in de wintermaanden (Figuur 2.2.7). In de winter van 1999/2000 strandden er bijvoorbeeld vijf keer meer niet-pups dan in de winter van 1997/98. De gegevens van de dood gestrande gewone zeehonden laten een vergelijkbare trend zien (figuur 2.2.9). Vanaf 1998 is ook in Schleswig-Holstein een aanzienlijke stijging van de strandingspercentages waargenomen, zowel van levende als van dode gewone zeehonden in het eerste levensjaar (TSEG-plus 2001).

Er zijn verschillende mogelijke verklaringen voor dit fenomeen, waaronder het meldingspercentage van strandingen, weersomstandigheden en morbiditeit.

- Het meldingspercentage van gestrande zeehonden aan zeehondenopvangcentra (het percentage levend gestrande zeehonden dat gemeld wordt aan de centra) is afhankelijk van vele factoren, zoals het aantal mensen op het strand, hun interesse in zeehonden, de bekendheid van de zeehondenopvangcentra, communicatiemogelijkheden (mobiele telefoons!), de grootte van het EHBZ-netwerk en de vervoersmogelijkheden van de zeehondenopvangcentra. De grootte van het meldingspercentage is niet bekend en een verhoging hiervan kan dus niet met zekerheid worden uitgesloten als mogelijke oorzaak voor een toename in het aantal opgevangen dieren. Echter, het feit dat het aantal gestrande pups is gedaald sinds 1998 terwijl het aantal gestrande niet-pups sterk is gestegen duidt er op dat een algemene toename in het meldingspercentage niet de enige verklaring kan zijn voor de toename in het aantal strandingen.
- Weersomstandigheden kunnen het aantal strandingen ook beïnvloeden. Slecht weer kan de morbiditeit en mortaliteit van zeehonden verhogen, en windrichting en windsnelheid kunnen de plaats waar zij stranden beïnvloeden.
- Verhoogde morbiditeit kan niet worden uitgesloten als een mogelijke verklaring voor de toename van het aantal gestrande gewone zeehonden in de laatste jaren. Verhoogde morbiditeit is een indicator voor een slechte gezondheid van een dierpopulatie (Wobeser 1994).

Verdere monitoring en onderzoek van strandingen en van de wilde populatie is noodzakelijk om te bepalen of deze relatieve toename in strandingen aanhoudt en welke van bovenstaande of andere factoren verantwoordelijk zijn.

Gebaseerd op klinische evaluatie van gewone zeehonden in de Zeehondencrèche Pieterburen en de resultaten van de secties die zijn

uitgevoerd op gewone zeehonden die tijdens de rehabilitatie stierven, bleek de voornaamste directe reden van morbiditeit en mortaliteit in de winters van 1998/99 en 1999/2000 longworm geassocieerde ziekte te zijn. Deze bevindingen komen overeen met die in Schleswig-Holstein, waar de ernst van longworminfecties in de laatste vijf jaar ook lijkt te zijn toegenomen bij jonge gewone zeehonden (TSEG-plus 2001). Onder de dieren die bij EcoMare worden binnengebracht is geen indicatie van een toegenomen aantal gevallen van longworminfecties.

Longworminfectie is een bekend probleem voor gespeende pups van de gewone zeehond (van den Broek & Wensvoort 1959), en werd frequent vastgesteld, klinisch en na sectie, bij zeehonden die binnen werden gebracht in de Zeehondencreche Pieterburen in voorgaande jaren (van der Kamp 1987) en bij dieren die in de natuur waren gestorven en bij het Rijksinstituut voor Natuurbeheer in Arnhem ter sectie werden aangeboden (Van Haaften 1982). Gewone zeehonden raken geïnfecteerd met twee longwormsoorten, *Otstrongylus circumlitus* en *Parafilaroides gymnurus* (van den Broek & Wensvoort 1959). De levenscyclus van *O. circumlitus* is recentelijk beschreven, met verschillende vissoorten als tussengastheer (Anderson 2000). De levenscyclus van *P. gymnurus*, de meer pathogene soort, is niet bekend. Een verwante soort, *P. decorus*, heeft echter een vis als tussengastheer (Dailey 1970).

Mogelijke oorzaken voor een verhoogde morbiditeit en mortaliteit door longworm-gerelateerde ziekten zijn onder andere: 1) groei van de zeehondenpopulatie, met als gevolg een verhoogde graad van infectie van vissoorten die fungeren als tussengastheer voor longwormlarven; 2) verandering in de samenstelling van de vispopulatie (bijvoorbeeld door visserij of groei van de zeehondenpopulatie), resulterend in een verandering van het dieet van de zeehond van vissoorten met een lage infectiegraad naar vissoorten met een hoge graad van infectie met longwormlarven; 3) voedseltekort voor zeehonden, leidend tot verhongering en verminderde afweer tegen longworminfecties, en 4) milieuvervuiling, leidend tot verminderde afweer tegen longworminfecties. Deze hypothesen zouden getoetst kunnen worden door middel van een meer kwantitatieve studie naar longworm-geïnduceerde ziekten bij gewone zeehonden, analyse van het dieet van gewone zeehonden en de beschikbaarheid daarvan in hun leefgebied, parasitologische bestudering van prooivissen en toxicologische analyse van weefsels van de gewone zeehond.

Ondanks de min of meer gelijkmatige verspreiding van het vrijwilligersnetwerk van de Zeehondencreche Pieterburen langs de Nederlandse kust, kwam het merendeel van de gestrande gewone zeehonden uit Friesland en Groningen. Dit komt overeen met de concentratie van deze diersoort in de Waddenzee. De meeste pups spoelen aan op de kust van Groningen. Dit komt overeen met het feit dat in het Groningse deel van de Waddenzee 68% van de pups wordt geboren (Ries 1999).

De nauwkeurigheid van de gebruikte data over dood gestrande dieren is variabel. Op ongeveer de helft van deze dieren sectie is verricht, daarom zijn de gegevens over geslacht, soort en lengte van deze dieren betrouwbaar. In de

rest van de gegevens zullen ongetwijfeld fouten zijn geslopen, voornamelijk in de soortdeterminatie (grijze zeehond en gewone zeehond worden verward) en meting van lichaamslengte (soms was de lengte een schatting, soms werd in plaats van kop-staart lengte kop-achterste flipper lengte genomen, hiertussen zit een verschil van ongeveer 10cm of meer). De beschikbare archieven zijn in zeer korte tijd gescreend om dit manuscript op tijd af te krijgen. Een zorgvuldigere bestudering van de archieven zou een nauwkeurigere analyse mogelijk maken.

2.2.8 DISCUSSIE GRIJZE ZEEHOND

De grijze zeehond komt minder in opvang terecht dan de gewone zeehond. Een deel van deze opgevangen dieren wordt geboren op de Farne eilanden, aan de kust van Engeland (Van Haften 1974). Sinds 1985 worden ook in het Nederlandse deel van de Waddenzee grijze zeehonden geboren, op zandplaten tussen Vlieland en Terschelling ('t Hart *et al.* 1988, Vedder *et al.* 1992, Reijnders *et al.* 1995). Sinds 1988 hebben de vaste rustplaatsen van de grijze zeehond zich verplaatst van de Engelse Hoek naar de Richel en de Jacobsruggen (Reijnders 1992). Er lijkt een toename te zijn van het aantal grijze zeehonden in opvang. Welke factoren hierbij een rol spelen, bijvoorbeeld grootte van de lokale populatie, weersomstandigheden, en ziekte, is niet bekend. Er zijn aanwijzingen dat het aantal grijze zeehondpups dat voor opvang wordt aangeboden toeneemt na stormen, doordat ze onder die omstandigheden van de relatief lage zandplaten worden afgespoeld. Het relatief grote aantal grijze zeehonden dat in 1999 in de opvang terechtkwam zou hierdoor verklaard kunnen worden. Om dit te bevestigen, is een vergelijkende analyse tussen weersomstandigheden in de Waddenzee en strandingsdata van grijze zeehonden over de jaren aan te bevelen.

2.2.8 REFERENTIES

Addink MJ & Smeenk C (1999) The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Dutch coastal waters: analysis of stranding records for the period 1920-1994. *Lutra* 41(1-2): 55-80

Anderson RC (2000) Nematode parasites of vertebrates. In: Navon A & Ascher KRS (eds.) *Bioassays of entomopathogenic microbes and nematodes*. CABI, Oxford, UK

Broek E van den & Wensvoort P (1959) On parasites of seals from the Dutch coastal waters and their pathogenicity. *Saugetierkundliche Mitteilungen* 7: 58-61

Camphuysen CJ (1998) Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 36: 519-526

Dailey MD (1970) The transmission of *Parafilaroides gymnurus* (Nematoda: Metastrongyloidea) in the California sea lion (*Zalophus californianus*). *Proceedings of the Helminthological Society of Washington* 37: 215-222

Haften JL van (1974) Zeehonden langs de Nederlandse kust. *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* 101: 1-36

- Haafden JL van (1982) Sectiebevindingen bij in de natuur gestorven zeehonden. Tijdschrift voor diergeneeskunde 107: 379-383
- 't Hart L, Moesker A, Vedder L & van Bree PJH (1998) On the pupping period of grey seals, *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791), reproducing on a shoal near the Island of Terschelling, the Netherlands. Zeitschrift fur Säugetierkunde 53: 59-60
- Kamp JS van der (1987) Pulmonary diseases in seals- a histopathological review. Aquatic Mammals 13: 122-124
- Reijnders PJH (1992) Grijze zeehond *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791). In: Broekhuizen S, Hoekstra B, van Laar V, Smeenk C & Thissen JBM (eds). Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting Uitgeverij Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. pp191-194
- Reijnders PJH, van Dijk J & Kuiper D (1995) Recolonization of the Dutch Wadden Sea by the grey seal *Halichoerus grypus*. Biological Conservation 71: 234-235
- Siegel S & Castellan Jr. NJ (1988) Nonparametric statistics for the behavioral sciences. Second edition,. McGraw-Hill, New York, 399pp
- Tougaard S, Siebert U, Abt K, Vareschi E, Reijnders PJH & Brasseur SMJM (2000) Common seals in the Wadden Sea in 2000. Wadden Sea Newsletter 2000-2: 29
- TSEG-plus (2001) Evaluation of the status of the common and grey seal populations in the Wadden Sea including an assessment as to whether the Seal Management Plan (SMP) needs to be revised and amended. Report to the TWG/SO by the Trilateral Seal Expert group-plus (TSEG-plus). Version 02.03.01
- Vedder L, 't Hart L & van Bree PJH (1992) Further notes on the pupping period in a recently founded colony of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Netherlands. Zeitschrift fur Säugetierkunde 57: 116-117
- Zar JH (1996) Biostatistical analysis. Third edition. Prentice Hall, Upper Saddle river, New Jersey, 662pp.

HOOFDSTUK 3: GEZONDHEID VAN WILDE- EN OPGEVANGEN DIEREN

3.1 VIRUSINFECTIES VAN PINNIPEDEN

Albert DME Osterhaus, Erasmus Universiteit Rotterdam

3.1.1 INLEIDING

Gedurende de laatste dertig jaar is onze kennis van virusinfecties bij aquatische zoogdieren in het algemeen, en pinnipeden in het bijzonder, aanzienlijk toegenomen. De orde der pinnipedia (vinpotigen) bestaat uit 34 soorten, verdeeld over de families *Odobenidae* (walrussen), *Otariidae* (zeeleeuwen) en *Phocidae* (zeehonden). Deze dieren worden relatief vaak opgenomen in gespecialiseerde centra voor rehabilitatie; we beschikken mede daardoor over meer kennis over hun virusinfecties dan over die van walvisachtigen. Vertegenwoordigers van zo goed als alle virusfamilies die in andere zoogdieren voorkomen zijn ook aangetoond bij pinnipeden. Informatie over de oorsprong, de overige gastheren en de verspreiding van deze virussen alsmede over de pathogeniciteit en pathogenese van de ziekten die zij veroorzaken is voor vele van deze virussen echter nog altijd beperkt.

3.1.2 GESCHIEDENIS

De eerste meldingen van virusinfecties bij pinnipeden dateren uit de jaren '70. Bij het eiland San Miguel, voor de kust van Californië, werd in de zeeleeuwenpopulatie een abnormaal hoog aantal abortussen geconstateerd. In 1972 werd een virus geïsoleerd dat de oorzaak hiervan leek te zijn (San Miguel Sea Lion Virus, SMSV). Het virus werd gekarakteriseerd als een calicivirus en het bleek overdraagbaar te zijn naar varkens (Smith *et al.* 1973). Meerdere subtypen van het virus werden ontdekt en alle bleken serotypen van het vesicular exanthema of swine virus te zijn (VESV). Deze groep van calcivirussen wordt sindsdien de SMSV/VESV-groep genoemd. Virussen uit deze groep zijn overdraagbaar naar de mens (Smith *et al.* 1978).

Sinds de jaren '70 werden uitbraken van ziekten met hoge mortaliteit onder gewone zeehonden toegeschreven aan infecties met verschillende typen influenza A-virussen, die oorspronkelijk afkomstig zouden zijn van vogels (Webster *et al.* 1981, Geraci *et al.* 1982, Hinshaw *et al.* 1984). Deze virussen zijn hoogstwaarschijnlijk in de zeehondenpopulatie geïntroduceerd door indirect (fecaal-oraal) contact met migrerende kustvogels. De overdracht van virussen van de ene diersoort naar de andere zou een tussenstap kunnen zijn in de evolutie van nieuwe influenza-virusstammen in zoogdieren. Vogels blijken de oorsprong van alle influenza virussen in zoogdieren te zijn, inclusief mensen (Webster 1992). Fascinerend is dat onlangs is aangetoond dat het influenza B-virus, waarvan altijd gedacht werd dat het zich tot mensen

bepaalde, geïntroduceerd is in zeehondenpopulaties. Een influenza B-virus dat jaren terug in de humane populatie circuleerde bleek zich vrijwel ongewijzigd in het wildreservoir van de zeehondenpopulatie op te houden en zou wellicht in de toekomst wederom een bedreiging voor de mens kunnen gaan vormen (Osterhaus *et al.* 2000).

De uitbraken van virusinfecties bij gewone- en grijze zeehonden in de West-Europese kustwateren aan het einde van de 80-er jaren, die een massale mortaliteit in deze gebieden tot gevolg hadden, zijn waarschijnlijk de meest spectaculaire en zeker de meest uitvoerig beschreven uitbraken van virusinfecties in populaties van zeezoogdieren (Osterhaus & Vedder 1988, Osterhaus *et al.* 1988, Osterhaus *et al.* 1989). Deze en andere uitbraken, zoals die onder zeehonden in het Baikal Meer en de Kaspische Zee, bleken te zijn veroorzaakt door morbillivirussen: het zeehondenziektevirus (phocine distemper virus, PDV) en het hondenziektevirus (canine distemper virus, CDV) waren de voornaamste oorzaak voor de massale sterfte in deze populaties. Overdracht van het virus van de ene diersoort naar de andere bleek ook hier de basis voor de massale ziekteuitbraken. Pinnipeden zijn tevens vatbaar gebleken voor infecties door een recentelijk ontdekte groep van morbillivirussen bij walvisachtigen; het dolfijn morbillivirus (DMV) en het bruinvis morbillivirus (PMV), die in de vroege jaren '90 werden aangetoond in dolfijnen en bruinvissen in Europa (Kennedy *et al.* 1988, Visser *et al.* 1993 a&b, Domingo *et al.* 1990, van Bresse *et al.* 1993). Morbillivirusinfecties waren, en zijn nog altijd, een belangrijke oorzaak van massale sterfte onder zeezoogdieren. Morbillivirussen spelen met name een grote rol wanneer zij worden geïntroduceerd in tot dan toe naïeve populaties. Dit geldt evenzeer voor terrestrische zoogdierpopulaties, inclusief de mens. Ook is het belangrijk zich te realiseren dat een morbillivirusinfectie bij mensen (mazelen) niet bij voorkeur de zwakke en slecht gevoede kinderen doodt (Aaby *et al.* 1991).

Morbillivirusinfecties veroorzaken een ernstige immunosuppressie wat ertoe leidt dat de dieren zeer gevoelig worden voor vele andere infecties. Dit is waarschijnlijk de reden voor het feit dat gedurende morbillivirusuitbraken vele andere virussen voor het eerst ontdekt ofwel herontdekt werden (Osterhaus *et al.* 1988, Domingo *et al.* 1992). Pokken- en herpesvirussen werden ook veelvuldig aangetoond in zeehonden gedurende de morbillivirusuitbraken (Osterhaus 1985, 1988, 1990, Osterhaus *et al.* 1994). Deze virussen kunnen ook een aanzienlijk effect hebben op zeehondenpopulaties.

De hoge mortaliteit onder aquatische zoogdieren in zeer vervuilde kustzones en meren heeft geleid tot speculaties over de betrokkenheid van milieuvervuiling bij de virusuitbraken. De conclusie is dat de ernst en omvang van enkele van deze uitbraken waarschijnlijk beïnvloed zijn door immunosuppressieve effecten van milieuvervuilende stoffen. Aangezien zij top-predatoren zijn, accumuleren vooral zeehonden en dolfijnen in kustwateren van geïndustrialiseerde gebieden zeer hoge gehalten van bepaalde contaminanten en lopen daardoor een verhoogd risico bij virale infecties (De Swart 1995, Ross 1995, De Guise *et al.* 1995).

3.1.3 HET NATUURLIJK PATROON VAN VIRUSINFECTIES IN WILDE POPULATIES VAN PINNIPEDEN

Virusinfecties moeten gezien worden als een natuurlijke externe factor die van invloed is op de populatiedynamica en de gezondheid van een wilde dierpopulatie. Dit geldt ook voor zeehondenpopulaties. Veel virussen zijn van nature endemisch in zeehondenpopulaties en hun voorkomen is grotendeels overeenkomstig aan die van verwante virussen in terrestrische carnivoren. Verscheidene factoren beïnvloeden het effect van individuele virusinfecties op wilde zeehondenpopulaties. Dit zijn onder andere epidemiologische factoren, zoals de historische aanwezigheid en de algehele structuur en gezondheid van de populatie, alsook de genetische diversiteit en contactpatronen met andere aquatische- of terrestrische diersoorten. De aard van het virus, waaronder de genetische variabiliteit en mogelijke wijzen van overdracht mede worden verstaan, is ook een belangrijke factor.

Een gezonde zeehondenpopulatie zal onder normale omstandigheden aanzienlijke aantallen zeehonden verliezen als gevolg van bestaande of nieuw geïntroduceerde virussen, maar dit zal nooit leiden tot uitsterven van de soort. Dit kan echter anders uitpakken voor soorten die al ernstig in hun voortbestaan bedreigd zijn; de introductie van een virusinfectie kan onder bepaalde omstandigheden de druppel zijn die de emmer doet overlopen en op die manier mede verantwoordelijk zijn voor het uitsterven van een diersoort.

3.1.4 ANTROPOGENE FACTOREN

De invloed van antropogene factoren op wilde dierpopulaties is in de laatste eeuwen en decennia sterk toegenomen. We moeten ons daarom realiseren dat sommige antropogene factoren een rol kunnen spelen in het optreden van nieuwe- of nieuw geïntroduceerde virusinfecties in deze populaties (zie tabel 3.1.1). De factoren die invloed hebben op populatiedynamische processen, migratiepatronen en mogelijkheden voor direct- of indirect contact met andere aquatische of terrestrische soorten, zijn van grootste zorg. Veranderingen in de habitat en de beschikbaarheid van voedselbronnen kunnen uitgesproken veranderingen teweeg brengen in de migratiepatronen van zeehonden. Voorafgaand aan de massale mortaliteit door PDV infectie in Europa in 1988 vond een massale migratie van zadelrobben van Groenland naar Noorwegen plaats. Een gebrek aan voedsel door overbevissing in de wateren rond Groenland was de aanleiding tot deze massale migratie. PDV was waarschijnlijk een endemisch virus in de zadelrob populatie (Stuen *et al.* 1994), de onnatuurlijke migratie zorgde waarschijnlijk voor introductie van dit zeer pathogene virus in de West-Europese zeehondenpopulaties (Dietz *et al.* 1989).

Contact met sledehonden, die geïnfecteerd waren met CDV, leidde in 1955 en 1989 tot aanzienlijke CDV uitbraken onder respectievelijk krabbeneter zeehonden en baikalrobben (Bengston *et al.* 1991, Grachev *et al.* 1989, Osterhaus *et al.* 1989).

Beheersmaatregelen kunnen leiden tot een verandering van populatieparameters en zorgen voor een sterke toename in grootte van de betreffende populatie. Dit kan leiden tot een verhoogde kans op overdracht van virusinfecties in de betreffende populatie. Zo kan een hogere temperatuur er toe leiden dat er meer dieren dan gewoonlijk op de zandbanken liggen, waarbij een ideale situatie voor de overdracht van ziekten ontstaat (Lavigne & Schmitz 1990). Dit kan ook een factor zijn geweest bij de uitbraak van de zeehondenziekte in 1988, en zou ook in de huidige situatie een rol kunnen gaan spelen.

Ten slotte dient gezegd te worden dat (eventuele) klimaatsveranderingen niet alleen een belangrijke invloed zullen hebben op terrestrische ecosystemen, maar ook beduidende consequenties zullen hebben voor aquatische ecosystemen. Het ontstaan van nieuwe contactpatronen tussen aquatische-, terrestrische- en avifauna zal leiden tot ingrijpende ecologische veranderingen, welke kunnen leiden tot nieuwe patronen van overdracht van virussen tussen soorten (Harvell *et al.* 1999). Dit kan resulteren in nieuwe ziekteuitbraken in populaties van terrestrische- en aquatische zoogdieren.

De voorbeelden van SMSV/VESV-, influenza- en morbillivirusinfecties onder pinnipeden geven duidelijk aan dat de uitwisseling van virussen tussen gedomesticeerde dieren en de mens aan de ene kant en zeehonden aan de andere kant moet worden gezien als een serieuze optie met mogelijkere verstrekkende gevolgen voor de betrokken soorten.

Virusinfecties kunnen worden beschouwd als een natuurlijk element in gezonde zeehondenpopulaties en daarom komt vaccinatie van wilde zeehonden tegen virusinfecties over het algemeen niet in aanmerking. In zeer bedreigde wilde zeehondenpopulaties kan vaccinatie tegen virusinfecties die een ernstige bedreiging zouden kunnen vormen voor het voortbestaan van de betrokken soort overwogen worden. In alle gevallen dienen de voor- en nadelen nauwkeurig te worden gewogen. Replicerende virus vaccins dienen in principe niet te worden gebruikt. In de praktijk kan vaccinatie met niet-replicerende morbilli- en herpesvirus vaccins, welke momenteel beschikbaar zijn en/of ontwikkeld worden, in overweging worden genomen in exceptionele situaties.

3.1.5 VIRUS INFECTIES BIJ ZEEHONDEN IN OPVANGCENTRA

Enkele van de momenteel bekende virussen zijn ontdekt of erkend als zijnde een probleem in zeehondenopvangcentra. Bij de opvang van dieren in centra voor rehabilitatie, moet de verspreiding van virussen onder deze onnatuurlijke omstandigheden als een serieuze mogelijkheid worden beschouwd. Een actief beleid ter voorkoming van de introductie en verspreiding van virusinfecties zou absoluut noodzakelijk moeten worden geacht. In alle centra dient een adequaat systeem voor quarantaine aanwezig te zijn. In de afwezigheid van dit soort faciliteiten zijn uitbraken van morbilli- en herpesvirusinfecties ontstaan (Osterhaus *et al.* 1985). Naast maatregelen met betrekking tot quarantaine kan een actief vaccinatiebeleid tegen bijvoorbeeld morbilli- en herpesvirusinfecties

noodzakelijk zijn om hoge morbiditeit en mortaliteit gedurende rehabilitatie te voorkomen.

Vaccinatie dient in principe alleen uitgevoerd worden met niet-replicerende vaccins. Levende doch verzwakte virusvaccins zouden na de vrijlating van de gerehabiliteerde dieren later in het ecosysteem geïntroduceerd kunnen worden. Problemen met onvoldoende verzwakte morbillivirussen zijn ontstaan in wilde populaties van de zwartvoetbunzing, kleine panda en grijze vos (Appel 1978, Montali *et al.* 1987).

Niet-replicerende vaccins tegen morbillivirusinfecties bij zeehonden zijn ontwikkeld en het is aangetoond dat zij succesvol zijn onder rehabilitatieomstandigheden. Op dezelfde manier wordt nu de werkzaamheid en veiligheid van soortgelijke vaccins tegen zeehonden herpesvirus geëvalueerd. Naast preventieve vaccinatie is specifieke antivirale behandeling tegen herpesvirusinfecties in principe mogelijk.

*Tabel 3.1.1:
Opduikende
virussen in
zeehonden:
belangrijke
antropogene
factoren.*

FACTOR	GEVOLG
• Contact met gedomesticeerde dieren	Overdracht virussen (Bengston <i>et al.</i> 1991, Grachev <i>et al.</i> 1989, Osterhaus <i>et al.</i> 1989)
• Contact met/introductie van exotische soorten	Kans op overdracht van virussen tijdens rehabilitatie en in dierentuinen (Osterhaus <i>et al.</i> 1985)
• Gebruik van “levende” virusvaccins	Introductie virus in wilde populatie (Appel 1978, Montali <i>et al.</i> 1987)
• Natuurbeschermings maatregelen	Verandering in populatiedichtheid (Lavigne & Schmitz 1990)
• Invloed van visserij op migratiepatronen	Ongewoon contact met andere soorten (Dietz <i>et al.</i> 1989)
• Invloed van klimaatsverandering op migratiepatronen	Ongewoon contact met andere soorten (Harvell <i>et al.</i> 1999)
• Milieuvervuiling	Verzwakt immuunsysteem (De Swart 1995, Ross 1995, De Guise <i>et al.</i> 1995)

3.1.6 CONCLUSIES

Discussies over mogelijke selectie-effecten van vaccinatie op wilde dierpopulaties waar de behandelde dieren naar terug keren zijn nog niet definitief beëindigd. In dit opzicht is het belangrijk de algehele invloed van de gerehabiliteerde populatie op de wilde populatie te beschouwen. Morbillivirusinfecties hoeven niet bij voorkeur de zwakkere dieren te treffen.

Ervaringen met antivirale vaccins die zijn ontwikkeld voor gebruik in opvangcentra kunnen van grote waarde zijn in crisissituaties. Met uitsterven bedreigde zeehondensoorten zouden met behulp van deze kennis beschermd kunnen worden tegen virusinfecties die onomkeerbare consequenties zouden kunnen hebben voor de overleving van de soort.

Een actief beleid voor de preventie van de verspreiding van virussen in een opvangcentrum met behulp van adequate quarantaine en vaccinatie is noodzakelijk om morbiditeit en mortaliteit in deze onnatuurlijke omgeving te voorkomen. Bovendien is zeer grote voorzichtigheid geboden om te voorkomen dat virussen worden geïntroduceerd door direct of indirect contact van gerehabiliteerde dieren met mensen, gedomesticeerde dieren of exotische diersoorten gedurende de rehabilitatie. Niet-endemische diersoorten mogen nooit in een ecosysteem geïntroduceerd worden.

Om voor opvangcentra een geschikt beleid te verzekeren met betrekking tot de preventie van introductie van virusinfecties in het betreffende ecosysteem, moet een adequaat kwaliteit-waARBorgingssysteem worden geïmplementeerd, dat de beschreven zaken omvat.

3.1.7 REFERENTIES

Aaby P (1991) Determinants of measles mortality: Host or transmission factors? *Medical Virology* 10, De la Maza LM & Peterson EM (eds.), Plenum Press, New York, pp.83-116

Appel MJG (1978) Reversion to virulence of attenuated canine distemper virus in vivo and in vitro. *Journal of genetical virology* 41: 385-393

Bengston JL *et al.* (1991) Antibodies to canine distemper virus in Antarctic seals. *Marine Mammal Science* 7: 85-87

BresseM MF van, Visser IK, Swart RL de, Orvell C, Stanzali L, Androukaki E, Siakavara K & Osterhaus ADME (1993) Dolphin morbillivirus infection in different parts of the Mediterranean Sea. *Archives of Virology* 129: 235-242

De Guise S *et al.* (1995) Possible mechanism of action of environmental contaminants on St Lawrence beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Health Perspect* 103 (Suppl 4): 73-77

Dietz *et al.* (1989) Mass deaths of harbour seals in Europe. *Ambio* 5: 258-264

Domingo M, Ferrer L, Pumarola M, Marco A, Plana J, Kennedy S, McAliskey M & Rima BK (1990) Morbillivirus in dolphins. *Nature* 348: 21

Domingo M, Visa J, Pumarola M, Marco A, Ferrer L, Rabanal R & Kennedy S (1992) Pathologic and immunocytochemical studies of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Veterinary pathology* 29: 1-10

Grachev MA, Kumarev VP, Mamaev LV, Zorin VL, Baranova LV, Denkjna NN, Belikov SI, Petrov EA, Kolesnik VS, Kolesnik RS, Dorofeev VM, Beim AM, Kudelin VN, Nagieva FG & Sidorov VN (1989) Distemper virus in Baikal seals. *Nature* 338: 209

Geraci JR *et al.* (1982) Mass mortality of harbour seals: Pneumonia associated with influenza A virus. *Science* 215: 1129-1131

Harvell CD, Kim K, Burkholder JM, Colwell RR, Epstein PR, Grimes DJ, Hofmann E, Lipp EK, Osterhaus ADME, Overstreet RM, Porter JW, Smith GW, Vasta GR (1999) Emerging marine diseases-Climate links and anthropogenic factors. *Science* 285: 1505-1510

Hinshaw VS *et al.* (1984) Are seals frequently infected with avian influenza viruses? *Journal of Virology* 51: 863-865

- Kennedy S, Smyth JA, Cush PF, McCullough SJ, Allan GM & McQuaid S (1988) Viral distemper now found in porpoises. *Nature* 336: 21
- Lavigne DM & Schmitz OJ (1990) Global warming and increasing population densities: a prescription for seal plagues. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 280-284
- Montali *et al.* (1987) In: Horzinek MC (*ed.*) *Virus infections in vertebrates 1*. Elsevier, Amsterdam, pp 437-443
- Osterhaus ADME, Yang H, Spijkers HEM, Groen J, Teppema JS, Steenis G van (1985) The isolation and partial characterization of a highly pathogenic herpesvirus from the harbour seal (*Phoca vitulina*). *Arch. Virol.* 86: 239-251
- Osterhaus ADME (1988) Seal death. *Nature* 334: 301-302
- Osterhaus ADME & Vedder EJ (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. *Nature* 335: 20
- Osterhaus ADME, Groen J, Vries P de, UytdeHaag FGCM, Klingborn B & Zarnke R (1988) Canine distemper virus in seals. *Nature* 335: 403-404
- Osterhaus ADME, Groen J, UytdeHaag FGCM, Visser IKG, Van de Bildt MWG, Bergman A, Klingeborn B (1989) Distemper virus in Baikal seals. *Nature* 338: 209-210
- Osterhaus ADME *et al.* (1994) Isolation of a parapoxvirus from pox-like lesions in grey seals. *Veterinary Record* 135: 601-602
- Osterhaus ADME, Rimmelzwaan GF, Martina BEE, Bestebroer TM, Fouchier RAM (2000) Influenza B virus in seals. *Science* 288: 1051-1053
- Ross PS (1995) Seals, pollution and disease: environmental contaminant-induced immunosuppression. Thesis Utrecht University, Febodruk BV, Enschede
- Smith AW *et al.* (1973) San Miguel Sea Lion virus isolation, preliminary characterization and relationship to vesicular exanthema of swine virus. *Nature* 244: 108-109
- Smith AW *et al.* (1978) Calciviruses infecting monkeys and possible man. *American Journal of Veterinary Research* 39: 287-289
- Stuen S *et al.* (1994) Serological investigation of viruses infection in harp seals (*Phoca groenlandica*) and hooded seals (*Cystophora cristata*). *Veterinary record* 134: 502-503
- Swart RL de (1995) Impaired immunity in seals exposed to bioaccumulated environmental contaminants. Thesis Erasmusuniversiteit Rotterdam, Febodruk BV, Enschede
- Visser IKG, Bressema M van, Swart RL de, Bildt MWG van de, Vos HW, Heijden RWJ van der, Saliki JT, Örvell C, Kitching P, Kuiken T, Barret T & Osterhaus ADME (1993a) Characterization of morbilliviruses isolated from dolphins and porpoises in Europe. *Journal of Genetical Virology* 74: 631-641
- Visser IKG *et al.* (1993b) Morbillivirus infections in aquatic mammals. *Veterinary Research* 24: 169-178
- Webster RG *et al.* (1981) Characterization of an influenza A virus from seals. *Virology* 113: 712-724
- Webster RG *et al.* (1992) Evolution and ecology of influenza A viruses. *Microbiological Reviews* 56: 152-179

3.2 INFECTIEUZE EN NIET-INFECTIEUZE ZIEKTEN

Thijs Kuiken, Zeehonden crèche Pieterburen

3.2.1 INLEIDING

Kennis van infectieuze en niet-infectieuze ziekten bij wilde dieren is van groot belang. Deze kennis kan ons helpen de oorzaken van morbiditeit en mortaliteit in wilde dierpopulaties te begrijpen. In sommige gevallen kan een ziekte opvallende effecten hebben. Tijdens uitbraken van botulisme onder watervogels raken vele duizenden eenden verlamd door de toxinen die geproduceerd worden door de bacterie *Clostridium botulinum* en zij sterven binnen enkele dagen (Wobeser 1981, p. 141). In andere gevallen is het effect van de ziekte minder in het oog springend. Chronische blootstelling aan lood vermagert vogels steeds meer gedurende een periode van enkele weken. De dieren sterven uiteindelijk zonder karakteristieke afwijkingen (Wobeser 1981, p. 151). Naast het veroorzaken van sterfte kan een ziekte op andere manieren de populatiedynamica beïnvloeden. Brucellose leidt bijvoorbeeld niet noodzakelijkerwijs tot de dood bij volwassen geïnfecteerde bisons, maar aangezien het abortus induceert kan het toch een negatieve invloed hebben op de populatiegroei (Bevins *et al.* 1996). Ziekten kunnen ook een indirecte invloed hebben. Zo verandert infectie met *Sarcocystis rauschorum* het gedrag van lemmingen in het open veld, waardoor de kans op predatie door sneeuwluilen verhoogd is (Quinn *et al.* 1987).

Sommige infectieuze ziekten zijn overdraagbaar van de ene wilde diersoort naar de andere, tussen wilde en gedomesticeerde diersoorten, of tussen wilde diersoorten en de mens (zoönoses). Bij activiteiten in het veld (onderzoek, rehabilitatie, verplaatsing) waarbij wilde dieren in de buurt van dieren uit andere gebieden, huisdieren of mensen worden gebracht, is het van groot belang de ziekten te kennen die kunnen heersen binnen de betrokken populatie en voldoende voorzorgsmaatregelen te treffen om te voorkomen dat eventueel aanwezige ziekten worden overgedragen.

Pathologisch onderzoek is een nuttig instrument om de status van ziekten in wilde dierpopulaties te bepalen en om nieuw intredende ziekten te identificeren. Tijdens routinematige secties die werden verricht op gestrande walvisachtigen aan de Britse kust werd zeer onverwacht gevonden dat verdrinking door verstremgeling in visnetten de oorzaak was voor de sterfte van een derde van de gestrande bruinvissen en gewone dolfijnen (Kirkwood *et al.* 1997). Deze vondst heeft geleid tot een nauwgezetere controle op de visserijactiviteiten in de Britse wateren en acties van de verantwoordelijke regeringsinstanties om deze oorzaak van mortaliteit te verminderen.

In dit hoofdstuk wordt de informatie betreffende infectieuze en niet-infectieuze ziekten bij de gewone zeehond samengevat. De nadruk ligt op de ziekten die bij zeehonden in de Waddenzee (kunnen) voorkomen en invloed zouden kunnen hebben op de populatie of een potentieel gevaar vormen voor de mens.

3.2.2 INFECTIEUZE ZIEKTEN

1) Bacteriële infecties

- *Brucella*

De laatste jaren is een nieuwe soort van de familie *Brucella*, *Brucella maris*, geïsoleerd uit verschillende soorten zeezoogdieren, waaronder gewone zeehonden, uit de Noordzee en de Stille Oceaan (Higgins 2000). In een gewone zeehond werd *Brucella* aangetroffen in *Parafilaroides* longwormen in het longweefsel. Gebaseerd op deze vondst suggereren Garner *et al.* (1997) dat, als *Parafilaroides* een commensale relatie met *Brucella* zou hebben, *Brucella* infecties endemisch zouden kunnen zijn in sommige gewone zeehondpopulaties. In gewone zeehonden in de Waddenzee is *Brucella* nooit aangetoond. Bij gedomesticeerde diersoorten wordt brucellose gekarakteriseerd door onvruchtbaarheid en abortus. Brucellose zou dus een negatieve invloed kunnen hebben op gewone zeehondpopulaties. Verder is brucellose in niet-mariene zoogdieren een aangifte-plichtige ziekte en een zoönose.

- *Mycobacterium*

Mycobacterium tuberculosis, de veroorzaker van tuberculose, is geïsoleerd uit verschillende individuen van vier soorten Otariidae. Er is slechts één geval van *Mycobacterium* sp. infectie, in combinatie met huidontsteking, bij een gewone zeehond bekend (Higgins 2000). Tuberculose wordt verondersteld een negatieve invloed te hebben op de populatiegrootte van sommige wilde dierpopulaties, zoals Amerikaanse bizonen (Joly *et al.*, 1998). Tuberculose is een aangifte-plichtige ziekte en een zoönose.

- *Salmonella*

Salmonella spp. zijn geïsoleerd uit het longweefsel van verschillende soorten zeezoogdieren, waaronder de gewone zeehond. *Salmonella* komt bij vinpotigen voor in combinatie met longontsteking en systemische ziekten (Higgins 2000). Baker *et al.* (1995) isoleerden *Salmonella typhimurium* uit 3 van 208 (1.4%) fecale monsters die verzameld waren op ligplaatsen van gewone zeehonden in the Wash, Groot-Brittannië. *Salmonella bovis-morficans* en *S. newport* werden geïsoleerd uit 2 van 80 (2.5%) uitwerpselen van gewone zeehonden in een nabijgelegen rehabilitatiecentrum. Geen van deze dieren leed aan een ziekte die gerelateerd is aan deze infectie. Salmonellose is voornamelijk van belang vanwege de potentiële overdracht naar de mens.

- *Leptospira*

Uitbraken van *Leptospira interrogans* serovar *pomona* bij Californische zeeleeuwen veroorzaken verminderde reproductie bij volwassenen en een haemorrhagisch syndroom (bloedingen) bij foetussen en pasgeborenen. Hoewel de ziekte niet aangetoond is bij gewone zeehonden, werden nierafwijkingen in Pacifische gewone zeehonden toegeschreven aan *L. interrogans* serovar *gryppotyphosa* op basis van serologische gegevens. Leptospirose is een zoönose en wordt overgedragen naar mensen door vervuild water, urine of organen (Higgins 2000).

- *Streptococcus*
Streptococcus spp. zijn geïsoleerd uit wonden rond de navel bij juveniele zeehonden. De infecties hebben in enkele gevallen geleid tot fatale buikvliesontsteking (Lauckner 1985). In 1994 werd een nieuwe soort geïsoleerd uit (vermoedelijk gewone) zeehonden die leden aan longontsteking of bloedvergiftiging (Higgins 2000).

- *Staphylococcus*
Staphylococcus aureus was geassocieerd met onderhuidse abcessen bij een juveniele Pacifische gewone zeehond. De ziekte resulteerde in bloedvergiftiging en uiteindelijk de dood (Lauckner 1985).

- *Mycoplasma*
Mycoplasma phocidae, *M. phocarhinis* en *M. phocacerebrale* zijn geïsoleerd uit de luchtwegen en andere organen van zeehonden die leden aan influenza of zeehondenziekte. Hoewel deze bacteriën niet de primaire oorzaak van de ziekte waren, zouden zij kunnen hebben bijgedragen aan de ziekteverschijnselen (Higgins 2000).

2) Schimmelinfecties

- *Candida*
Candida albicans infecties komen voornamelijk voor bij zeehonden in gevangenschap. De infectie resulteert in aantasting van de huid en haarverlies en kan zich verspreiden naar de slijmvliezen en nagels. In verzwakte dieren kan de infectie zich over het hele lichaam verspreiden (Lauckner 1985). Candidiase is een zoönose.

- *Microsporium*
Microsporium canis is geïsoleerd uit huidwonden van een gewone zeehond (Higgins 2000).

3) Infecties door Protozoa

- *Eimeria*
Eimeria phocae veroorzaakte haemorrhagische colitis (bloedingen in de dikke darm) in twee juveniele gewone zeehonden en resulteerde in ernstige ziekte of de dood (Lauckner 1985).

- *Toxoplasma*
Toxoplasma gondii veroorzaakte necrosehaardjes in de lever van een wilde pasgeboren zeehond. In combinatie met een algemene infectie door stafylokokken resulteerde dit in de dood. Er was geen sprake van contact met katten of hun uitwerpselen; de infectie werd verondersteld te zijn overgedragen via de placenta (Lauckner 1985). Toxoplasmose komt voor in vele verschillende diersoorten en is een belangrijke oorzaak voor abortus in schapen. Dit protozoön zou vaker kunnen voorkomen dan verwacht, aangezien

het veel moeite kost de aanwezigheid van dit organisme pathologisch vast te stellen.

- *Sarcocystis*

Hersenontsteking in een volwassen Pacifische gewone zeehond werd veroorzaakt door een *Sarcocystis neurona*-achtige protozoön (Lapointe *et al.* 1998). Dit organisme is een belangrijke oorzaak voor myoencephalitis in Noord- en Zuid Amerika. Voor het stellen van de diagnose is histologische demonstratie van het organisme in het centrale zenuwstelsel noodzakelijk en het organisme kan dan ook makkelijk over het hoofd worden gezien.

4) Infecties met Metazoa

- Trematoda

Cryptocotyle lingua is de meest voorkomende trematode in gewone zeehonden in de Nederlandse Waddenzee (van den Broek & Wensvoort 1959). Over het algemeen veroorzaakt deze soort geen ernstig letsel. Zwarte infecties kunnen echter de slijmvliezen in het maagdarmkanaal beschadigen (Lauckner 1985).

- Cestoda

Verschillende *Diphyllobothrium* spp. zijn aangetroffen in de ingewanden van vinpotigen, inclusief de gewone zeehond. Er is onenigheid over de pathogeniciteit van Cestoda. Mechanismen van pathogeniciteit, indien aanwezig, zijn onder andere obstipatie, ontstekingen, migratie naar ongewone plaatsen en vergiftiging (Lauckner 1985).

- Nematoda

Anisakis simplex, *Contracaecum osculatum* en *Pseudoterranova decipiens* zijn maagwormen. Zij komen vaak voor als gecombineerde infecties in de maag en darmen van gewone zeehonden. De levenscyclus van deze soorten heeft een kreeftachtige als eerste intermediaire gastheer en een vis als tweede intermediaire gastheer. Ze zijn van aanzienlijk economisch belang aangezien de larven zich in groten getale in consumptievij kunnen ophopen. De larven en adulten veroorzaken maagzweren met een proliferatieve ontsteking in het omringende slijmvlies. Fatale complicaties zijn perforatie van bloedvaten in de maagwand, resulterend in verbloeding, en perforatie van de maagwand resulterend in een buikvliesontsteking (Lauckner 1985).

Parafilaroides gymnurus is een longworm die de kleine longworm wordt genoemd. Deze ziekte is een algemeen probleem voor gespeende gewone zeehonden (van den Broek & Wensvoort 1959) en is zeer frequent vastgesteld, klinisch en na sectie, in zeehonden die in de zeehondencreche zijn binnengebracht in de afgelopen jaren (van der Kamp 1987).

De levenscyclus is onbekend, maar een verwante soort, *P. decorus*, heeft een vis als tussengastheer (Dailey 1970). Volwassen wormen worden aangetroffen in het longweefsel en induceren de epitheelcellen in de long tot de productie van overvloedig slijm, wat kan leiden tot verstikking. *P. gymnurus* wordt beschouwd als de meest pathogene parasiet in zeehonden in de Nederlandse

Waddenzee. *P. gymnurus* komt vaak voor in combinatie met bacteriële infecties (Lauckner 1985).

Otostrongylus circumlitus, algemeen bekend als de grote longworm, vestigt zich voornamelijk in de bronchiën en de trachea van gewone zeehonden. De levenscyclus van deze soort is onlangs beschreven, waarbij verschillende vissoorten een rol spelen als tussengastheer (Andersen 2000). *O. circumlitus* kan problemen veroorzaken door gedeeltelijke versperring van de luchtwegen en zou voor kunnen komen in combinatie met bacteriële infecties, maar de pathogeniciteit van deze soort wordt minder geacht dan die van de kleine longworm.

Dipetalonema spirocauda, de hartworm, wordt veelal aangetroffen in het rechter ventrikel van het hart, bloedvaten van de longen, en de grote holle ader van gewone zeehonden in het wild en in gevangenschap. De levenscyclus is onbekend, maar men vermoedt dat insecten (bijvoorbeeld muggen en luizen) fungeren als tussengastheer. *D. spirocauda* kan nauw betrokken zijn bij uitzetten en overmatige groei van de rechterzijde van het hart. Complicaties zijn onder andere secundaire bacteriële longontsteking en een longinfarct (Lauckner 1985).

- Acantocephala

Verscheidene *Corynosoma* spp. zijn aangetroffen in de ingewanden van gewone zeehonden. Er is geen consensus over de pathogeniciteit van deze parasieten. De ernst van de schade aan de darmwand zou afhankelijk kunnen zijn van de soort en het aantal parasieten. In een juveniele Pacifische gewone zeehond, die 1154 parasieten in zijn darmen bleek te hebben, zou de infectie hebben bijgedragen aan de algehele verzwakking van het dier (Lauckner 1985)

- Insecta

Echinophthirius horridus, de zeehondenluis, komt vaak voor op de huid van gewone zeehonden. Bij jonge dieren kan deze luis in groten getale voorkomen en kan dan aanzienlijke huidirritatie en bloedarmoede veroorzaken (Lauckner 1985).

3.2.3 NIET-INFECTIEUZE ZIEKTEN

1) Verhongering

Van 275 gewone zeehonden, allen jonger dan 1 jaar, dood aangespoeld aan de kust van de Nederlandse Waddenzee tussen 1960 en 1981, bleek 19% (allen jonger dan 2 maanden) een hongerdood te zijn gestorven (van Haften 1982).

2) Premature- of dode geboorte

Van de 275, tussen 1960 en 1981, dood gevonden gewone zeehonden, jonger dan 1 jaar, aan de kust van de Nederlandse Waddenzee, bleek 19% dood of te vroeg geboren (van Haften 1982). De oorzaak is hiervoor is niet bekend.

3) Verdrinking

12% van 78 1-jaar oude gewone zeehonden die dood werden gevonden in Nederland tussen 1960 en 1981 was verdrongen door verstengeling in visnetten en fuiken. Lagere percentages van jongere en oudere dieren bleken ook aan deze oorzaak te zijn gestorven (van Haaften 1981).

4) Huidzweren

Drescher (1978) onderzocht verwondingen aan de huid van 75 gewone zeehonden uit de Duitse Waddenzee. De meeste wonden waren gelokaliseerd rond de navel en kwamen voor bij dieren jonger dan drie jaar. Verschillende bacteriën, waaronder *Streptococcus* spp., *Escherichia coli*, en *Proteus* spp. werden geïsoleerd uit de aangetaste huid. Hij concludeerde dat de primaire oorzaak van de wonden bacteriële infectie van de navel bij pasgeborenen was, welke zich uitbreidde naar de omliggende huid, en resulteerde in huidzweren. Hij overwoog dat verstoring van de zeehonden door menselijke activiteiten, waardoor tijdens het vluchten naar het water verhoogde mechanische irritatie van de zwerende huid op de zandbanken ontstond, de onderliggende oorzaak voor de ziekte was. Van Haaften (1982) vond huidzweren bij 8% van de 275 gewone zeehonden jonger dan 1 jaar verzameld in de Nederlandse Waddenzee van 1960 tot 1981, bij 4% van 78 1-jarigen en 7% van 14 2-jarigen. Hij overwoog schaafwonden door kruipen over zandbanken en contaminatie met teer als mogelijke primaire oorzaken, met bacteriële infectie als tweede oorzaak.

5) Olievervuiling

Hoewel vervuiling met olie niet is beschreven bij gewone zeehonden is het bekend dat olie andere zeezoogdieren heeft getroffen en een potentiële bedreiging vormt voor gewone zeehonden. De meeste zeezoogdieren lijken olievlekken niet uit de weg te gaan en kunnen er daardoor makkelijk aan worden blootgesteld (Geraci & St Aubin 1983). Olie op de vacht kan de zwemcapaciteiten van zeehonden negatief beïnvloeden (Davis & Anderson 1976). Bij ijsberen kan opname van olie leiden tot afbraak van rode bloedcellen, verminderde productie van rode bloedcellen, degeneratie van de lever, atrofie van lymfhoïde organen, slecht functioneren van de nieren en maagzweren (Engelhardt 1983). Blootstelling aan olie veroorzaakt aantasting van het bindvlies van het oog en zweren aan het hoornvlies bij ringelrobber (Geraci & Smith 1976)

6) Toxische algen

Hoewel het niet bekend is of toxische algen mortaliteit bij gewone zeehonden hebben veroorzaakt, is bekend dat de toxinen geproduceerd door algen andere zeezoogdieren hebben aangetast. In 1998 heeft een bloei van de alg

Pseudonitzchia australis ten minste 400 Californische zeeleeuwen aan de westkust van de VS gedood en disfunctioneren van het zenuwstelsel veroorzaakt bij vele andere. Histologische laesies overeenkomend met domoizuurvergiftiging werden gevonden in de hippocampus van de getroffen dieren. Domoizuur was door planktonetende vissoorten in de zeeleeuwen terechtgekomen. In tegenstelling tot in vis, werd in blauwe mossels geen of nauwelijks gif aangetroffen. Dit betekent dat het monitoren van gehalten van stoffen in mossels alleen niet voldoende informatie geeft over domoizuur in het voedselketen (Scholin *et al.* 2000). Een ander door algen geproduceerd toxine, brevetoxine, veroorzaakte mortaliteit onder lamantijnen aan de Oostkust van de VS (Bossart *et al.* 1998). Recentelijk is gebleken dat de domoizuur-producerende alg *Pseudonitzchia sp.* in de Nederlandse Waddenzee aanwezig is (Vrieling *et al.* 1996). Vergiftiging door algen zou gezien moeten worden als een mogelijke bedreiging van gewone zehonden in de Wadden Zee.

7) Gezwollen (Neoplasie)

Twee jonge gewone zehonden in gevangenschap stierven aan lymfegezwollen (Leukemic lymphoma). Het gelijktijdig voorkomen van de ziekte in twee dieren op dezelfde plaats suggereert een virale oorzaak origine (Lauckner 1985).

3.2.5 REFERENTIES

Anderson RC (2000) Nematode parasites of vertebrates. 2nd edition. CABI, Wallingford, UK, pp 155

Bevins JS, Blake JE, Adams LG, Templeton JW, Morton JK, Davis DS (1996) The pathogenicity of *Brucella suis* biovar 4 for bison. *Journal of Wildlife Diseases* 32:581-585.

Bossart GD, Baden DG, Ewing RY, Roberts B & Wright S (1998) Brevetoxicosis in manatees (*Trichurus manatus latirostris*) from the 1996 epizootic: gross, histologic, and immunohistologic features. *Toxicologic Pathology* 26: 276-282

Broek E van den & Wensvoort P (1959) On parasites of seals from the Dutch coastal waters and their pathogenicity. *Saugetierkundliche Mitteilungen* 7: 58-61.

Davis JL & Anderson SS (1976) Effects of oil pollution on breeding grey seals. *Marine Pollution Bulletin* 8: 115-118

Dailey MD (1970) The transmission of *Parafilaroides gymnurus* (Nematoda: Metastrongyloidea) in the California sea lion (*Zalophus californianus*). *Proceedings of the Helminthological Society of Washington* 37: 215-222

Drescher HE (1978) Hautkrankheiten beim Seehund, *Phoca vitulina*, Linne, 1778, in der Nordsee. *Saugetierkundliche Mitteilungen* 26: 50-59

Engelhardt FR (1983) Petroleum effects on marine mammals. *Aquatic Toxicology* 4: 199-217

- Garner MM, Lambourn DM, Jeffries SJ, Hall BP, Rhyan JC, *et al.* (1997) Evidence of Brucella infection in Parafilaroides lungworms in a Pacific harbor seal (*Phoca vitulina richardsi*). Journal of Veterinary Diagnostic Investigation 9: 298-303
- Geraci JR & St. Aubin DJ (1980) Offshore petroleum resource development and marine mammals: a review and research recommendation. Marine Fisheries Review 42: 1-12
- Geraci JR & Smith TG (1976) Direct and indirect effects of oil on ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 33: 1976-1984
- Haaften JL van (1982) Sectiebevindingen bij in de natuur gestorven zeehonden. Tijdschrift voor Diergeneeskunde 107: 379-383
- Higgins R (2000) Bacteria and fungi of marine mammals: a review. Canadian Veterinary Journal 41: 105-116
- Joly DO, Leighton FA, Messier F (1998) The effect of bovine brucellosis and tuberculosis on pregnancy rates in wood bison: preliminary results from Wood Buffalo National Park, Canada. Abstract, 47th Annual Conference of the Wildlife Disease Association, Madison, Wisconsin USA, August 1998.
- Kamp JS van der (1987) Pulmonary diseases in seals- a histopathological review. Aquatic Mammals 13: 122-124
- Kirkwood JK, Bennett PM, Jepson PD, Kuiken T, Simpson VR, Baker JR (1997) Entanglement in fishing gear and other causes of death in cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. Veterinary Record 141:94-8
- Lapointe JM, Duignan PJ, Marsh AE, *et al.* (1998) Meningoencephalitis due to a *Sarcocystis neuron*-like protozoan in Pacific harbour seals (*Phoca vitulina richardsi*). Journal of Parasitology 84: 1184-1189
- Lauckner G (1985) Diseases of mammalia: pinnipedia. In: Diseases of marine animals, volume 4, part 2. O. Kinne (editor). Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, pp. 683-794
- Quinn SC, Brooks RJ, Cawthorn RJ (1987) Effects of the protozoan parasite *Sarcocystis rauschorum* on open-field behaviour of its intermediate host, *Dicrostonyx richardsoni*. Journal of Parasitology 73: 265-271.
- Scholin CA, Gulland F, Doucette GJ, Benson S, Busman M, *et al.* (2000) Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. Nature 403: 80-84
- Vrieling EG, Koeman RPT, Scholin CA, Scheerman P, Peperzak L, Veenhuis M, Gieskes WWC (1996) Identification of a domoic acid-producing *Pseudo-nitzschia* species (Bacillariophyceae) in the Dutch Wadden Sea with electron microscopy and molecular probes. European Journal of Phycology 31(4): 333-340
- Wobeser GA (1981) Diseases of wild waterfowl, Plenum Press, New York, 300 pp.

HOOFDSTUK 4: TOXICOLOGIE

4.1 ALGEMENE TOXICOLOGIE

Martin Eggens, RIKZ Haren

4.1.1 INLEIDING

De Waddenzee is een gebied dat verre van vrij is van antropogene invloeden. De mens maakt op verschillende manieren intensief gebruik van de Waddenzee en de gevolgen van de menselijke invloed zijn op verschillende manieren in het ecosysteem van de Waddenzee terug te vinden. Zo komen er vele stoffen in terecht die daar van nature helemaal niet of in lage concentraties voorkomen. Van sommige van deze stoffen is bekend dat zij een negatieve invloed op organismen hebben. Vanuit het voorzorgsbeginsel zou gesteld kunnen worden dat bepaalde stoffen totaal niet in het milieu mogen voorkomen. Dit houdt in dat zal worden opgetreden om activiteiten te voorkomen waarvan wordt verondersteld dat zij het milieu ernstig zullen schaden, zelfs wanneer er niet voldoende wetenschappelijk bewijs is voor een oorzakelijk verband. Echter, door de economische ontwikkeling en de voortdurende productie van nieuwe stoffen bijvoorbeeld ten behoeve van landbouw, gezondheidszorg en verzorgingsproducten, is de aanwezigheid van deze stoffen in het milieu een feit. We zijn daarom genoodzaakt te kijken naar de uitwerking van contaminanten, ofwel het risico voor bepaalde (milieu)gebieden en te proberen om de gehalten aan contaminanten zoveel mogelijk te reduceren. In dit hoofdstuk worden de waterkwaliteit van de Waddenzee en de invloed van verschillende stoffen besproken.

4.1.2 NORMEN

De afdeling Integrale Normstelling Stoffen (INS) van het RIVM stelt in overleg met andere instituten normen vast voor het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) en verwaarloosbaar risico ($VR = MTR/100$) van stoffen. De streefwaarde wordt in de regel gelijkgesteld aan het verwaarloosbaar risico niveau. Dit is het niveau waarnaar op termijn werd gestreefd in het milieu. De basis van het MTR is die stofconcentratie in voedsel van diverse diersoorten in het laboratorium, waarbij net geen effecten (groei- en reproductiestoornissen, sterfte) bij deze dieren optreden. Deze waarden worden via omrekeningsfactoren omgezet naar MTR waarden in sediment of water. Uit veiligheidsoverwegingen wordt nog een onzekerheidsfactor toegepast, die kleiner wordt naarmate meer experimentele data beschikbaar zijn.

Het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau is gedefinieerd als die concentratie van de stof waarbij 95% van alle (mogelijk aanwezige) soorten in het ecosysteem volledige bescherming wordt geboden. Dat betekent dat er mogelijk in de resterende 5% van de organismen effecten kunnen optreden. Om dit percentage te verlagen is er voor gekozen de streefwaarde gelijk te

stellen aan het verwaarloosbaar risico. De 4^e nota waterhuishouding (NW4) geeft het MTR en VR voor diverse stoffen in water en sediment.

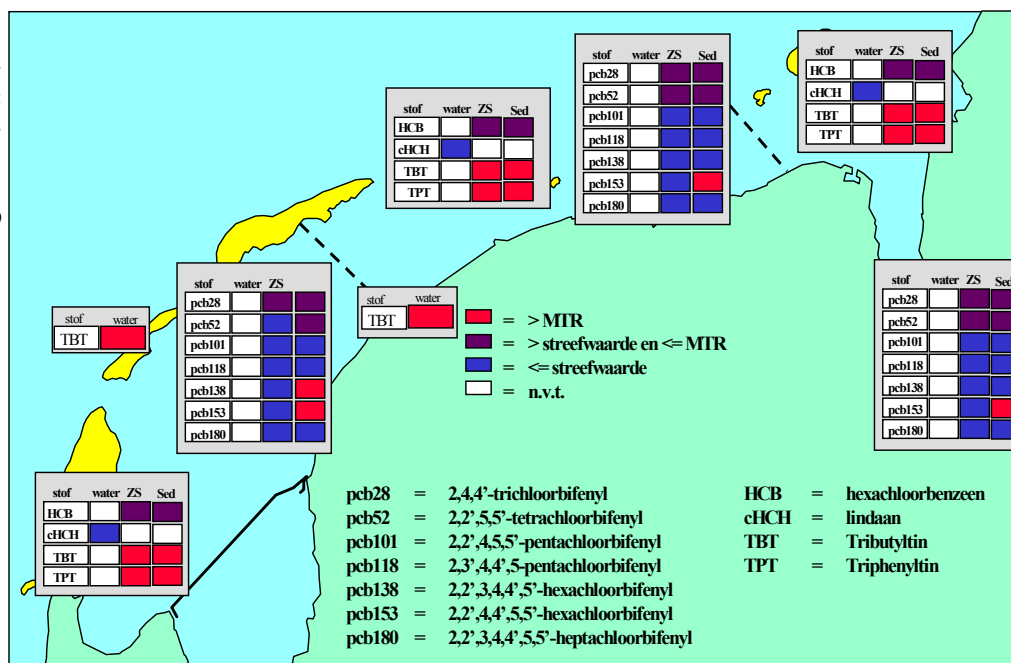
Het is belangrijk te weten dat normen (vooral het MTR) zijn afgeleid om het risico op effecten door stoffen in te schatten. Dat wil nog niet zeggen dat stofgehalten boven het MTR ook daadwerkelijk effecten zullen hebben, alleen de kans daarop is verhoogd. Deze normen worden in de praktijk voornamelijk gebruikt om streefdoelen te stellen, zodat een prioriteit kan worden gesteld aan voor welke stof reductie-inspanning moet worden ingezet en voor welke stoffen niet.

4.1.3 WATER EN WATERBODEMKWALITEIT VAN DE WADDENZEE

Jaarlijks toetst Rijkswaterstaat de gehalten van veel stoffen in het sediment, water en zwevend materiaal aan het MTR en de Streefwaarde. Het doel van deze toetsing is te kijken of het uitgezette internationale beleid werkt en of er een gezonder watersysteem ontstaat.

Uit de metingen blijkt dat in 1999 de water- en bodemkwaliteit voor de meeste gemeten stoffen aan de doelstelling voor 2000 (lager dan het MTR) voldoen. Uitzonderingen zijn de gehalten van tributyltin, trifenylytin, twee PCB congenen en koper (van de Ven & de Reus 2000) in zwevende stof en sediment van de Waddenzee en het Eems-Dollard gebied, die hoger zijn dan het MTR (zie figuren 4.1.1. & 4.1.2).

Figuur 4.1.1:
Organische Micro-
verontreinigingen en
bestrijdings-
middelen in water,
zwevend stof en
sediment in 1999
(bron: RIKZ).



4.1.4 ORGANOTINVERBINDINGEN

De gehalten tributyltin (TBT) aan zwevende stof en in sediment in de Waddenzee en de Eems-Dollard zijn ca. 50 maal hoger dan de gestelde norm. Naast schelpvergroeiingen bij oesters (Walldock & Thain 1983), kan TBT de hormoonhuishouding van zeelakken, zoals de wulk, verstoren. Vrouwelijke wulken ontwikkelen mannelijke geslachtskenmerken en worden daardoor op den duur onvruchtbaar (Spooner *et al.* 1991).

Ondanks het feit dat in Nederland het gebruik van TBT op schepen kleiner dan 25 meter reeds vanaf 1991 verboden is, zijn de gehalten in het milieu hoger dan het MTR een probleem. Of deze gehalten een trend vertonen is niet bekend omdat voor een goede trendanalyse nog te weinig gegevens beschikbaar zijn. Wat betreft TBT wordt gewerkt aan een internationaal verbod in het kader van de Internationale Maritieme Organisatie (IMO), wat in 2003 van kracht zal worden. Vooruitlopend hierop is in december 1999 een convenant gesloten door de Nederlandse Visserijorganisaties, de brancheorganisatie van scheepsverven, de samenwerkende verfleveranciers en het ministerie van Verkeer en Waterstaat over het gebruik van aangroeiwerende stoffen (antifouling) op vissersvaartuigen en vistuig. Als vervanger van TBT zullen onder andere stoffen op koperbasis, zoals irgarol, gebruikt worden.

Ook de gehalten van trifenyltin (TFT) in zwevend stof en sediment zijn hoger dan het MTR. Opvallend is dat de gehalten in het Eems-Dollardgebied ca. 3-4 maal hoger zijn dan in de westelijke en oostelijke Waddenzee. Dit heeft waarschijnlijk zijn oorzaak in het gebruik van deze stof als anti-schimmelmiddel in de aardappelteelt, welke vooral plaatsvindt in Noordoost-Groningen. TFT wordt ook soms gebruikt als aangroeiwerende stof in scheepsverven. TFT heeft vergelijkbare eigenschappen als TBT, maar wordt langzamer afgebroken (Kimmel *et al.* 1977). De effecten van deze stof zijn vergelijkbaar met die van TBT.

Bij vis is aangetoond dat TBT en TFT, naast hormonale, ook immunosuppressieve effecten kunnen hebben (Fent 1996). Tevens is een hormoonverstorende werking bij zoogdieren als muizen en ratten aangetoond (Fait *et al.* 1994). In de levers van mariene zoogdieren zijn inmiddels in kustgebieden over de gehele wereld zeer hoge gehalten aan TBT gevonden (Tanabe *et al.* 1998). De organotin-gehalten in zeehonden van de Nederlandse Waddenzee zijn, voor zover bekend, nooit gemeten.

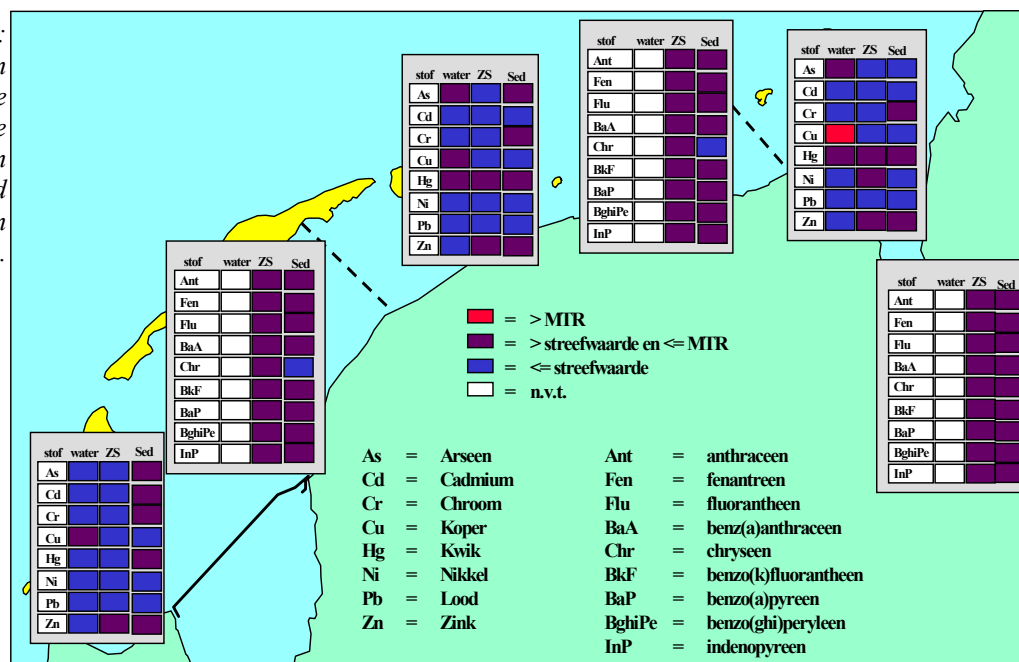
TBT wordt afgebroken tot DBT, wat minder toxisch is. DBT gehalten in hogere organismen zijn in het algemeen hoger dan TBT gehalten. Dit blijkt uit resultaten bij eidereenden, waarbij het DBT-gehalte ongeveer een factor 50-100 keer hoger is dan dat van TBT (Werkman *et al.* 2000) maar ook uit publicaties over andere vogelsoorten (Guruge *et al.* 1997, Coenen *et al.* 1992) en zeezoogdieren (Law *et al.* 1998).

4.1.5 PCBs EN ANDERE DIOXINEACHTIGE STOFFEN

Twee polychloorbifenylicongeneren (PCB 138 en PCB 153) in het sediment voldoen niet aan de doelstelling (het MTR; zie figuur 4.1.2). PCBs werden onder andere toegepast als weekmaker in kunststoffen, in allerlei verfstoffen en

in insecticiden, nu zijn PCBs voornamelijk afkomstig vanuit diffuse bronnen. PCBs hebben invloed op het reproductiesysteem van zeehonden (Reijnders 1986, zie hoofdstuk 4.2). Tevens is aangetoond dat dioxines en dioxine-achtige PCBs het immuunsysteem van zeehonden kunnen aantasten (de Swart 1995, Ross 1995, Boon *et al.* in druk). Echter, de massale zeehondensterfte in 1988/1989 lijkt beter gerelateerd te zijn aan DDE en PCB gehalten in de zeehonden dan aan dioxine-achtige stoffen (Olsson 1994, Ross *et al.* 2000). Sinds 1987 zijn de PCB-gehalten in het sediment en mosselen in de Waddenzee een factor 2 tot 3 gedaald (Bakker *et al.* 2000). Echter, of de PCB gehalten in het lichaam van de zeehond inmiddels zijn gedaald tot het geen-effectniveau, is niet bekend. Dit is duidelijk één van de lacunes in de kennis op dit moment. Het feit dat de zeehondenpopulatie in de Waddenzee weer groeit, geeft de indruk dat de reproductie-effecten minimaal zijn. Er bestaat geen monitoringprogramma waarin de PCB-gehalten of die van andere stoffen in zeehonden worden gevolgd. In scholekstereieren is daarentegen in de periode van 1987 - 1996 een daling gevonden van 10-20% van de gehalten gemeten in 1987 (Bakker *et al.* 2000). Dezelfde daling is ook in botlever waargenomen, hoewel in mossels van het actief biologisch monitoring meetnet een significante stijging tussen 128 en 185% weergaven (Bakker *et al.* 2000). Als we aannemen dat vis het voornaamste voedsel van zeehonden is, kunnen we uitgaan van ongeveer 30% reductie vanaf 1984. Volgens het model van Van Haren & Marquenie (1988), zal dan het aantal zwangere zeehonden met ongeveer 20% moeten zijn toegenomen. Ondanks dat de reductie van de PCB-gehalten in bot is waargenomen moet wel rekening worden gehouden met een behoorlijke seizoensvariatie (Eggens *et al.* 1986). Om te onderzoeken in hoeverre dit invloed heeft op de opname van PCBs door zeehonden en de effecten daarvan is het belangrijk om direct in de zeehond PCB-analyses uit te voeren.

Figuur 4.1.2:
Zware metalen en
Polycyclische
Aromatische
Koolwaterstoffen
in water, zwevend
stof en sediment in
1999 (bron: RIKZ).



4.1.6 KOPER

Koper (alleen opgelost in het water) in de Eems-Dollard voldeed in 1999 niet aan het MTR (van de Ven & de Reus 2000). Bronnen van koper zijn onder andere het gebruik van koperen waterleidingbuizen en zoals eerder genoemd het gebruik als aangroeiwerende verf op scheepshuiden. In mosselen, zwevend materiaal en sediment zijn de kopergehalten in de Nederlandse Waddenzee op achtergrondniveau (Bakker 2000). Koper is een bioaccumuleerbaar zwaar metaal dat acute toxische effecten kan hebben op verschillende organismen (Matthiessen *et al.* 1999). Het beoordelen van de effecten veroorzaakt door bepaalde concentraties van koper in een organisme is moeilijk, omdat veel organismen de mogelijkheid hebben om metalen te binden aan methallothioneinen (Viarengo *et al.* 1985). Methallothioneinen zijn eiwitten en spelen een belangrijke rol in het reduceren van ecotoxische effecten door metalen (Viarengo *et al.* 1985). Hierdoor kunnen de gehalten in het organisme hoog zijn terwijl het koper niet meer biologisch actief is.

4.1.7 OVERIGE VERBINDINGEN

Naast de algemeen bekende verbindingen is er een grote groep van onbekende verbindingen. Sommige worden incidenteel gemeten, maar deze stoffen zitten niet in het standaard monitoringprogramma van Rijkswaterstaat. Andere stoffen zijn nog nooit gemeten en daar is dus ook weinig van bekend. Voor al deze stoffen bestaan vaak ook geen normen, zodat niet kan worden ingeschat of deze stoffen effecten zouden kunnen veroorzaken. Tot voor kort hoorden de organotinverbindingen tot die groep. Voor gebromeerde vlamvertragers (b.v. polybroombiphenylen en polybroombiphenylethers) bestaan in Nederland nog steeds geen normen. De eigenschappen van deze verbindingen zijn vergelijkbaar met die van PCBs wat betreft bioaccumulatie en effecten. Door de WHO zijn inmiddels wel criteria voor deze stoffen opgesteld zodat door verschillende landen reducerende maatregelen voor deze stoffen zijn genomen (Gross *et al.* 1994).

4.1.8 BIOLOGISCHE BESCHIKBAARHEID

Dat een stof kan worden gemeten in sediment, water en zwevend materiaal, zegt echter nog niets over de vraag of de stof ook door organismen kan worden opgenomen. De biologische beschikbaarheid van in het milieu voorkomende stoffen is een belangrijk gegeven om de blootstelling aan organismen en de daarbij behorende risico's in te schatten. Stoffen die goed aan het sediment hechten, worden ook relatief goed door organismen opgeslagen in bijvoorbeeld vetweefsel en zo doorgegeven naar organismen die zich hoger in de voedselketen bevinden. Opname en uitscheiding van bioaccumulerende stoffen verschilt sterk tussen organismen. Kieuwademhalende organismen kunnen via de kieuwen deze stoffen goed uitwisselen met de waterfase, maar longademende organismen zoals bijvoorbeeld zeehonden kunnen dat niet. De gehalten kunnen daarom in zeehonden veel hoger worden dan in vis of schelpdieren en zijn vaak gerelateerd aan de leeftijd van het organisme.

Wanneer de vetreserves worden aangesproken komen de opgeslagen stoffen vrij in de bloedsomloop en kunnen alsnog schadelijke effecten hebben. Of een zoogdier, als toppredator, aan een hoge stofdruk wordt blootgesteld is vooral afhankelijk van de plaats van zijn hoofdvoedsel in het voedselweb.

4.1.9 ELIMINATIE EN OVERDRACHT NAAR VOLGENDE GENERATIE

Zoogdieren kunnen op twee manieren hun contaminanten weer kwijtraken. Ten eerste door uitscheiding via feces en/of urine en ten tweede via de vetrijke melk tijdens het zogen. Mannelijke zeehonden en niet-reproducerende vrouwtjes hebben hogere gehalten aan contaminanten dan reproducerende vrouwtjes. Daar staat tegenover dat de zeehondenpups reeds bij het zogen een hoge dosis contaminanten binnenkrijgen (Espeland *et al.* 1997). Dit is verontrustend omdat deze groep vaak het meest gevoelig is voor effecten van stoffen.

4.1.10 BIOTRANSFORMATIE

Veel organismen kunnen stoffen, die in het milieu voorkomen, omzetten naar verbindingen die door hun betere wateroplosbaarheid het organisme gemakkelijker via de urine en/of feces kunnen verlaten.

Omdat veel schadelijke stoffen moeilijk oplosbaar zijn in water moeten deze stoffen daarom eerst worden omgezet naar beter oplosbare metabolieten. Hiervoor is een biotransformatiesysteem noodzakelijk. Zeehonden hebben een goed ontwikkeld biotransformatiesysteem en kunnen bepaalde PCB congenen maar ook TBT en de polycyclische aromatisch koolwaterstoffen (PAKs) omzetten. Zeehonden zullen waarschijnlijk niet snel worden blootgesteld aan PAKs omdat vis (het voornaamste voedsel van de zeehond) al het vermogen bezit om PAKs zeer efficiënt te biotransformeren. Echter, zeehonden worden door het eten van gecontamineerde vis wel aan andere minder goed afbreekbare stoffen zoals PCBs, polybroombiphenylen en polybroombiphenylethers (PBB en PBBE zijn vlamvertragende stoffen) worden blootgesteld. Deze verbindingen zullen daarom worden opgeslagen in de vetreserves van de zeehond. Persistente (slecht afbreekbare) en lipofiele stoffen hebben de hogere trofische niveaus als "target"-organisme. Het "target"-organisme voor PAKs is bijvoorbeeld vis.

Het biotransformatiesysteem van de gewone zeehond in de Waddenzee is zeer goed ontwikkeld. De zeehond kan sneller en efficiënter dan de witsnuit dolfin, de Laysan albatros en de potvis chlorobornaan congenen transformeren (Boon *et al.* 1998). Dit betekent dat het risico voor zeehonden wat betreft goed biotransformeerbare stoffen, waarschijnlijk lager is dan voor de andere genoemde organismen. Van een paar stoffen (stofgroepen) is echter bekend dat deze juist door de biotransformatie een hoger risico vormen. PAKs verkrijgen juist door biotransformatie hun carcinogene werking (Varanasi *et al.* 1986). Omdat vis ook efficiënt PAKs kan omzetten (Krahn *et al.* 1987, Ariese *et al.* 1993), is de blootstelling van zeehonden aan PAKs via zijn voedsel minimaal. Ook voor PCBs is gevonden dat juist een biotransformatieproduct het transport van retinol door het bloed tegenwerkt (Brouwer *et al.* 1989), wat tot gevolg

heeft dat er geen vitamine A kan worden aangemaakt. Een tekort aan vitamine A kan leiden tot groeistoornissen.

4.1.11 NUTRIËNTEN

Een teveel aan nutriënten kan aanleiding geven tot algenbloei. Hierdoor kan het water zeer troebel en het zuurstofgehalte heel laag worden. De concentraties nutriënten liggen evenals de voorgaande jaren ruim boven de natuurlijke waarden. De concentratie van stikstof is licht afgenomen. De concentratie fosfaat is in de Westelijke Waddenzee gelijk gebleven en in de Oostelijke Waddenzee afgenomen. In het Eems-Dollardgebied is de concentratie fosfaat licht toegenomen. Dit heeft tot 1999 nog niet geleid tot verandering van de algenbloei in de Nederlandse kustwateren (Peeters *et al.* 1999). Nutriënten hebben geen direct effect op zeehonden, maar kunnen door verschillen die zij veroorzaken in algenbloei wel invloed uitoefenen op de biologische beschikbaarheid van stoffen. Dit resulteert dan weer in een grote seizoensvariatie van gehalten van stoffen in mossel en ander bodemdieren (Evers & Smedes 1996). Echter, indirect kunnen er wel invloeden zijn omdat de veranderende stikstof/fosfaat ratio veranderingen in algensoorten kan opleveren en een daaruit voortvloeiende veranderde verhouding tussen secundaire productie en detritusproductie. Algen staan aan het begin van de voedselketen waarvan ook zeehonden deel uitmaken. Daardoor kunnen verschillen in gehalten van stoffen in algen (door biomassa en groeiverdunning) invloed hebben op de blootstelling aan zeehonden (Hendriks & van der Linde 1996).

Door het broeikas effect kan de watertemperatuur in estuaria op de ideale temperatuur komen voor bepaalde uitheemse zeer toxische algensoorten (de Jong *et al.* 2000). Deze worden tegenwoordig steeds meer gevonden in de Nederlandse kustwateren (Peeters, RIKZ, pers. med.).

4.1.12 CONCLUSIES

Van bepaalde stoffen zijn de gehalten in het water en sediment van de Waddenzee nog altijd hoger dan het MTR. Stoffen die boven het MTR liggen zijn PCB 138 en PCB 153 in het sediment en koper in het water van de Eems-Dollard en TBT en TPT aan zwevende stof en in het sediment in de gehele Waddenzee. De effecten van deze stoffen op zeehonden zijn onduidelijk. De effecten van onder andere PCBs op het immuunsysteem en op de reproductie worden beschreven in de volgende hoofdstukken van Reijnders en Osterhaus. Over het algemeen kan gesteld worden dat er weinig specifieke gegevens zijn over de effecten van stoffen op zeehonden, vooral de effecten van de hoge gehalten aan tributyltin en polybroomdiphenylethers zijn onbekend. Tevens is er geen monitoring programma naar de gehalten aan stoffen in de zeehond en is er weinig bekend over opname van contaminanten en biotransformatie capaciteit. Om een indruk te krijgen van de gehalten op dit moment en het verloop ervan zou er in de toekomst een monitoring programma voor gehalten van stoffen in zeehondenweefsels opgezet moeten worden, liefst met voor de zeehond niet dodelijke bemonsteringsmethoden. Onderzoek naar opname en

biotransformatie capaciteit van contaminanten in zeehonden is ook van groot belang.

Gezien de snelheid van de populatiegroei op dit moment (15% per jaar) lijkt het model van Van Haren & Marquenie (1988) een onderwaardering te geven t.o.v. de huidige veldsituatie. Een eenmalige bemonstering om de PCB-gehalten in het vet of bloed van de zeehond te bepalen kan informatie geven over hoe de gehalten zijn ten opzichte van de door Reijnders (1986), Ross (1995) en De Swart (1995) in experimenten gemeten geen effect niveaus.

4.1.13 REFERENTIES

Ariese F, Kok SJ, Verkaik M, Gooijer C, Velthorst NH & Hofstraat JW (1993) Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquatic Toxicology* 26: 273-286

Bakker JF (2000) Chemische monitoring van het Eemsestuarium (beoordeling van de periode 1985-1998)

Bakker JF, Bartelds W, Becker PH, Bester K, Dijkhuizen D, Frederiks B & Reineking B (2000) Mariene chemie sectie van het Quality Status Rapport Waddenzee. Rapport RIKZ/2000.008 - 2000.

Boon JP, Sleiderink HM, Helle MS, Dekker M, van Schanke A, Roex E, Hillebrand MTJ, Klamer HJC, Govers B, Pastor D, Morse D, Wester PG & de Boer J (1998) The use of a microsomal in vitro assay to study phase I biotransformation of chlorobornanes (toxaphene) in marine mammals and birds. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*: 385-403

Boon JP, Lewis WE & Goksoyr A (in press) Immunochemical and catalytic characterization of hepatic microsomal cytochrome P450 in the sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Aquatic Toxicology*.

Brouwer A, Reijnders PJH & Koeman JH (1989) Polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal (*Phoca vitulina*). *Aquatic toxicology* 15: 99-106

Coenen TMM, Brouwer A, Enninga IC & Koeman JH (1992) Subchronic toxicity and reproduction effects of tri-n-butyltin oxide in Japanese quail. *Environmental Contamination & Toxicology* 23: 457-463

Eggens ML, Opperhuizen A & Boon JP (1988) Temporal variation of CYP1A indices, PCB and 1-OH pyrene concentration in flounder, *Platichthys flesus*, from the Dutch Wadden Sea. *Chemosphere* 33(8): 1579-1596

Espeland O, Kleivane L, Haugen S & Skaare JU (1997) Organochlorines in mother and pup pairs in two arctic seal species: harp seal (*Phoca groenlandica*) and hooded seal (*Cystophora cristata*). *Mar. Environ. Res.* 44(3): 315-330

Evers EHG & Smedes F (1996) Seasonal variations of PCB and PAH concentrations in SPM and blue mussels in the North Sea. In: PRG Kramer, DA Jonkers & van Liere L (eds.) Interactions of nutrients and toxicants in the food chain of aquatic ecosystems. RIVM rapport no. 703715001, blz 41 - 44.

Fait A, Ferioli A & Barbieri F (1994) Organotin compounds. *Toxicology* 91: 77-82

- Fent K (1996) Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology* 26(1): 1-117
- Gross W, Kielhorn J & Melber C (1994) Polybrominated biphenyls. Meeting of the World Health Organization, WHO Task Group on Environmental Health Criteria for Polybrominated Biphenyls (22) Hanover 26-06-1992. WHO, Geneva
- Guruge KS, Iwata H, Tanaka H & Tanabe S (1997) Butyltin accumulation in the liver and kidney of seabirds. *Marine Environmental Research* 44(2): 191-199
- Haren RJF van & Marquenie JM (1988) Minder PCBs, meer zeehonden in de Waddenzee? Een prognose voor 1995. Nota RIKZ/GWAO-88.011
- Hendriks AJ & Van der Linde A (1996) The role of microcontaminants and nutrients in aquatic foodchains: putting the pieces together for plankton. In: Kramer PRG, Jonkers DA & van Liere L (eds.) Interactions of nutrients and toxicants in the food chain of aquatic ecosystems. RIVM rapport no. 703715001, blz. 45 - 48
- Jong F de, Bakker J, Berkel C van, Dahl K, Dankers N, Gätje C, Marencic H & Potel P (2000) 1999 Waddenzee Quality Status Report. Rapport RIKZ/2000.008 ISSN 0927-3980
- Kimmel EC, Fish RH & Casida JE (1977) Bioorganotin chemistry. Metabolism of organotin compounds in microsomal monooxygenase systems and in mammals. *Journal of agricultural and food chemistry* 25(1): 1-9
- Krahn MM, Burrows DG, Macleod Jr WD & Malins DC (1987) Determination of individual metabolites of aromatic compounds in hydrolyzed bile of english sole (*Parophrys vetulus*) from polluted sites in Puget Sound, Washington. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16: 511-522
- Law RJ, Blake SJ, Jones BR & Rogan E (1998) Organotin compounds in liver tissue of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) from the coastal water of England and Wales. *Marine Pollution Bulletin* 36(3): 241-247
- Matthiessen P, Reed J & Johnson M (1999) Sources and Potential Effects of Copper and Zinc concentrations in the Estuarine Waters of Essex and Suffolk, United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin* 38 (10): 908-920
- NW4. Vierde Nota waterhuishouding. Regeringsvoornemen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Peeters JCH, de Vries I & Haas HA (1999) Eutrofiëring en productiviteit in de Noordzee. Rapport RIKZ-99.008.
- Reijnders PJH (1986) Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324(4): 456-457
- Ross PS (1995) Seals, pollution and disease: environmental contaminant-induced immunosuppression. Thesis, Utrecht University
- Ross PS, Vos JG, Birnbaum LS & Osterhaus ADME (2000) PCBs Are a Health Risk for Humans and Wildlife. *Science* 289: 1878-1879
- Spooner N, Gibbs PE, Bryan GW & Goad LJ (1991) The Effect of TBT upon steroid titres in the female dogwhelk *Nucella lapillus* and the development of imposex. *Marine Environmental Research* 32: 39-49
- Swart RL de (1995) Impaired immunity in seals exposed to bioaccumulated environmental contaminants. Thesis, Utrecht University

Tanabe S, Prudente M, Mizuno T, Hasegawa J, Iwata H & Myazaki N (1998) Butyltin contamination in marine mammals from North Pacific and Asian coastal waters. *Environmental Science & Technology* 32(2): 193-198

Ven CLM van de & Reus JH de (2000) Waterkwaliteit van de Waddenzee. Uit: Jaarboek Rijkswaterstaat 2000

Varanasi U, Nishimoto M, Reichtert WL & Le Eberhart BT (1986) Comparative metabolism of benzo(a)pyrene and covalent binding to hepatic DNA in english sole, starry flounder, and rat. *Cancer Research* 46: 3817-3824

Viarengo A, Moore MN, Perica M, Mancinelli G, Zanicchi G & Pipe RK (1985) Detoxification of copper in the cells of the digestive gland of mussel: the role of lysosomes and thioneins. *Science of the Total Environment* 43: 135-145

Viarengo A, Moore MN, Mancinelli G, Mazzucotelli A, Pipe RK & Farrar SV (1987) Metallothioneins and lysosomes in metal toxicity and accumulation in marine mussels: the effect of cadmium in the presence and absence of phenanthrene. *Marine Biology* 94: 251-257

Waldock MJ & Thain JE (1983) Shell thickening in *Crassostrea gigas*: organotin antifouling or sediment induced? *Marine Pollution Bulletin* 14: 411-415

Werkman GT, Eggen ML & van de Ven CLM (2000) Waterkwaliteit en eidereenden in de Waddenzee. RIKZ werkdokument RIKZ/AB/2000.607x

4.2 EFFECTEN VAN HORMOONVERSTORENDE STOFFEN OP REPRODUCTIE EN ONTWIKKELING VAN ZEEZOOGDIEREN

Peter J.H. Reijnders, Alterra-Texel

4.2.1 INLEIDING

Een groot aantal stoffen met hormoonverstorende eigenschappen is aangetroffen in de lichaamsweefsels van zeezoogdieren (Wagemann & Muir 1984, Aguilar & Borrell 1995, Colborn & Smolen 1996, Reijnders 1996). De meeste zeezoogdieren waarvan bekend is dat zij door contaminanten zijn besmet komen in de buurt van de kust voor. Onlangs zijn echter ook aanzienlijke concentraties van stoffen aangetroffen in de potvis, een walvisachtige die foerageert in diepe wateren (de Boer *et al.* 1998). In enkele studies is een relatie tussen bepaalde gechloreerde koolwaterstoffen (en hun metabolieten) en reproductiestoornissen aangetoond; voor ringelrobben en grijze zehonden in de Oostzee (Helle 1980, Bergman & Olsson 1985), witte dolfijnen in de St Lawrence rivier (Béland *et al.* 1987), gewone zehonden in de Waddenzee (Reijnders 1980) en Californische zeeleeuwen (DeLong *et al.* 1973) in de oostelijke Grote Oceaan. De bevindingen van deze studies zijn echter niet geheel overtuigend. De oorzaak van de geobserveerde aandoening is veelal onzeker en direct bewijs voor een causale relatie tussen blootstelling aan een bepaalde stof en de invloed op het reproductieve- of endocriene systeem is nog altijd niet gevonden. Dit hoofdstuk beschouwt de invloed van bepaalde stoffen op het endocriene systeem van zeezoogdieren vanuit epidemiologisch oogpunt. De nadruk ligt op mariene zoogdiersoorten waarbij afwijkingen in hormoonconcentraties, reproductiestoornissen of pathologische condities die zijn gerelateerd aan afwijkende hormoonconcentraties, zijn waargenomen.

4.2.2 DE ROL VAN HORMONEN IN DE REPRODUCTIE VAN ZOOGDIEREN

Hormonen zijn boodschapperstoffen. De uitscheiding van hormonen leidt tot functionele veranderingen in de cellen, weefsels en organen van een organisme. Hormonen worden door klieren uitgescheiden en door het bloed getransporteerd. Sommige hormonen circuleren vrij in de bloedstroom, maar de meeste hormonen zijn gebonden aan een transporteiwit. De vrije hormonen komen door diffusie terecht in de weefsels en cellen. Doelwitcellen bevatten specifieke receptor-moleculen die bepaalde hormonen binden. Dit leidt tot activering van het receptormolecuul. Steroïden en schildklierhormonen spelen een belangrijke rol in de reproductie en vroege ontwikkeling.

In vertebraten behoren de geslachtshormonen tot een groep steroïden die worden gesynthetiseerd uit cholesterol. Steroïden kunnen in vier functionele groepen worden ingedeeld: de drie geslachtshormoengroepen (androgenen, oestrogenen, progesteron) en de glucocorticosteroïden. De laatste spelen een rol in de osmoregulatie, de regulatie van het metabolisme en de groei van het organisme.

In zoogdieren worden de steroïden voornamelijk gesynthetiseerd in de bijnierschors, geslachtsorganen en de placenta. De productie van elk van de geslachtshormonen vindt plaats in een specifieke klier, zo wordt testosteron geproduceerd in de testes, progesteron en oestrogenen in de ovaria en progesteron, oestrogenen en testosteron in de bijnierschors. Deze organen kunnen in veel diersoorten ook kleine hoeveelheden van de geslachtshormonen van de andere sekse produceren. De route waarlangs de biosynthese van hormonen plaatsvindt is als volgt: cholesterol - pregnenolon - progesteron - androstendion - testosteron – oestradiol.

De hypothalamus en de hypofyse zijn verantwoordelijk voor de regulatie van hormoonconcentraties en de timing van de reproductie en seksuele ontwikkeling. De hypothalamus produceert een peptide dat de hypofyse stimuleert tot het produceren van follikel stimulerend hormoon (FSH) en luteïniserend hormoon (LH). Deze hormonen reguleren de synthese van progesteron, oestradiol en testosteron. Door de productie van FSH en LH wordt de productie van geslachtshormonen en de ontwikkeling van de geslachtsorganen gereguleerd door middel van de mechanismen van positieve- en negatieve terugkoppeling.

Schildklierhormonen zijn belangrijk in de structurele en functionele ontwikkeling van de geslachtsorganen en de hersenen, zowel tijdens de embryonale ontwikkeling als na de geboorte. Zij worden geproduceerd door de schildklier na stimulatie met het door de hypofyse geproduceerde schildklier stimulerend hormoon.

4.2.3 AFWIJKINGEN IN HORMOONGEHALTES

Er is een negatieve correlatie aangetoond tussen testosterongehaltes en concentraties van PCBs en DDE in het weefsel van de Dall-bruinvis (Subramanian *et al.* 1987). In een semi-veldeperiment met gewone zeehonden heeft Reijnders (1986, 1990) abnormaal lage gehalten van 17β -oestradiol aangetoond rond het tijdstip van innesteling van het embryo bij zeehonden met een dieet met een hoog gehalte aan PCBs. Oestradiol prepareert het baarmoederslijmvlies (endometrium) als het ware voor de proliferatie van het lumaal en glandulair epitheel, onder invloed van progesteron, voor het innestelen van de blastocyst. Lage oestradiolgehalten zouden de ontvankelijkheid van het baarmoederslijmvlies kunnen schaden en succesvolle innesteling van de blastocyst kunnen tegenwerken.

Een mogelijke verklaring voor de aangetoonde lage hormoonspiegels in de Dall-bruinvis en de gewone zeehond zou een verhoogde afbraak van steroïden als gevolg van PCB- of PCB-metaboliet geïnduceerde enzymactiviteit zijn. Verhoogde afbraak van steroïden, veroorzaakt door enkele metalen en een PCB mengsel (Arochlor 1254), is *in vitro* aangetoond bij grijze zeehonden (Freeman & Sangalan 1977). Daarnaast is verhoogd metabolisme van PCBs ten gevolge van P450-enzym inductie aangetoond bij mariene zoogdieren (Tanabe *et al.* 1988, Boon *et al.* 1992).

Een andere verklaring voor de verlaagde hormoonspiegels zou kunnen zijn dat PCB en DDE, of hun metabolieten, binden aan hormoon transporteiwitten en/of hormoon receptoreiwitten. Als dit het geval zou zijn, zou het metabolisme van steroïden gehinderd worden. Ook zou de binding van steroïden aan receptoreiwitten in het doelwitweefsel gestremd kunnen worden.

Het is denkbaar dat beide beschreven mechanismen – verhoogde afbraak van steroïden en het binden van xenobiotische stoffen aan transporteiwitten of hormoonreceptoren – in tandem zouden kunnen opereren. Wat het eerste mechanisme betreft, hebben Troisi & Mason (1998) experimenteel vastgesteld dat progesteron en testosteron metabolisme in gewone zeehonden negatief gecorreleerd is aan PCB concentraties en de mate van P450-enzym inductie. Als dit ook geldt voor de Dall-bruinvis, zou dit inhouden dat PCB/DDE-geïnduceerde hydroxylatie en aansluitende eliminatie niet plaatsvinden en daarom geen oorzaak kunnen zijn voor de waargenomen lagere testosterongehaltes. Echter, het resultaat van het experiment van Troisi en Mason zou ook veroorzaakt kunnen zijn door een niet-endocrien verstoring mechanisme. Wat zij voornamelijk vonden was PB-type van inductie (bv. Cyp2B, Cyp3A). Dit zou moeten leiden tot toename van testosteron hydroxylatie, maar dat werd niet waargenomen. Het is mogelijk dat er in aanwezigheid van hoge PCB- en DDE gehaltes een tekort aan substraat is en dat vervolgens PCBs en DDE zich binden aan de actieve sites van P450-isoenzymen. Deze blokkering van katalytische activiteit zou geleid kunnen hebben tot verminderde afbraak van testosteron in het experiment. De lagere testosteron gehaltes die door Subramanian *et al.* (1987) werden gevonden zouden daarom nog altijd uitgelegd kunnen worden als PCB/DDE-geïnduceerde afbraak van testosteron of zijn precursors, of door belemmering van de transformatie van precursors voor testosteron door PCB, DDE of hun metabolieten. Deze hypothesen moeten uiteraard nog verder getoetst worden.

Met betrekking tot de lage oestradiol gehaltes die zijn waargenomen in het experiment met zeehonden van Reijnders (1986), is het niet mogelijk om op grond van de bevindingen van Troisi en Mason (1998) conclusies te trekken. De theorie over afname van metabolisme van progesteron en testosteron in levermicrosomen van zeehonden, wat geleid zou kunnen hebben tot lagere oestradiol gehaltes biedt geen verklaring. De transformatieprocessen vinden plaats in de reproductieve organen en dienen dan ook in die weefsels te worden getest.

Met betrekking tot een mogelijke verhoogde eliminatie van oestradiol door PCB-geïnduceerd metabolisme, hebben Funae en Imaoka (1993) gevonden dat bij ratten sekse-afhankelijke cytochroom-450-isoenzym patronen bestaan. Verder is het bekend dat sterke inductie van Cyp1A2 plaats vindt (Drenth *et al.* 1994, tabel XV), wat leidt tot toename van excretie en dientengevolge tot lagere gehaltes oestradiol. Addison *et al.* (1986), Troisi en Mason (1998), Boon *et al.* (1992) en Boon *et al.* (1997) hebben aangetoond dat inductie van Cyp1A significant was in gewone zeehonden. Aangezien Cyp1A dominant is in vrouwtjes (Drenth *et al.* 1994) is verhoogde hydroxylatie te verwachten. Terugkoppelingsmechanismen zullen in actie komen om de lagere oestradiol

gehalten op te heffen en in de loop van de tijd zal dit leiden tot gedeeltelijk of volledig herstel.

Wat het tweede mechanisme betreft is het bekend dat PCB-metabolieten, in het bijzonder PCB-methylsulfonen, binden aan uteroglobine (Patnode & Curtis 1994). Aangezien geen receptor-interferentie is gevonden in *in vitro* pilotexperimenten met zeehondenbloed, wordt dit mechanisme beschouwd als een onwaarschijnlijke verklaring voor de waargenomen verstoring van de voortplanting van deze soort.

Gebaseerd op het voorgaande stel ik dat de verhoogde afbraak van oestradiol door enzymgeïnduceerd metabolisme door PCBs een plausibele verklaring is voor de tijdelijk verlaagde oestradiol gehalten zoals gevonden in gewone zeehonden. Vervolgstudies zullen worden verricht om deze mogelijkheid te onderzoeken.

In zeehonden zijn verlaagde thyroïd-hormoongehalten gevonden (Brouwer *et al.* 1989) als een gevolg van competitie tussen een gehydroxileerde metaboliet van PCB77 en schildklierhormonen om de binding aan het transporteiwit transthyretin (TTR). Een laag gehalte van schildklierhormonen kan significante effecten hebben op de vroege ontwikkeling en het latere reproductiesucces van het dier. Bij experimentele dieren is foetale accumulatie van gehydroxileerde PCB-metabolieten gevonden. Het is niet onwaarschijnlijk dat dit ook in zeehonden voor zou kunnen komen (Brouwer *et al.* 1998). Gezien het feit dat schildklierhormonen een rol spelen in de ontwikkeling van Sertoli en Leydig cellen, welke een belangrijke rol spelen in de spermatogenese, in de ontwikkeling van de hersenen en de vroege ontwikkeling van de geslachtsorganen, is verder onderzoek op dit gebied zeker noodzakelijk.

Green *et al.* (1996) en Green (1997) geven aanvullende informatie over overdracht van PCB-methylsulfonen (PCB-MSFs) van grijze zeehonden naar hun nageslacht via de moedermelk. De opgetelde concentraties van PCB-MSFs in vet en melk omvatten ongeveer 5% van de totale PCB concentratie. De kwantitatieve opname van PCB-MSFs door de moeder is daarom van groot belang. De jongen scheiden slechts ongeveer 0.5% uit van de hoeveelheid PCB-MSFs die zij binnenkrijgen. De mobilisatie van PCB-congeneren uit spek van de moeder naar de moedermelk is negatief gecorreleerd aan congener-lipofiliteit. De metabolisatie van PCB-MSFs is daarentegen onafhankelijk van de mate van chlorinatie en het chlorinatie-patroon. De ratio PCB-MSFs/totaal PCBs is daarom hoger in melk dan in spek. Het metabolisatieproces, wat een zekere bescherming biedt tegen de meer lipofiele PCBs, werkt blijkbaar niet in het geval van PCB-MSFs. De consequenties van deze bevinding zijn onbekend.

Na de virusepidemie in 1988, die de gehele zeehondenpopulatie in de Noordzee en de Waddenzee heeft getroffen, is verstoring van de reproductie van de gewone zeehond niet meer waargenomen (Reijnders *et al.* 1997). PCB-gehalten in weefsel van zeehonden in de Nederlandse Waddenzee waren in 1988 ongeveer 60% lager dan de gehalten gemeten in 1975/1976. De DDT-gehalten waren in 1988 80% lager dan in 1975/1976 (Reijnders, *in press*). Deze lagere gehalten zijn vergelijkbaar met de gehalten die in 1975/1976

gemeten zijn in zeehonden uit het Noordelijke deel van de Waddenzee. In dit deel van de Waddenzee werd toen geen verstoorte reproductie waargenomen. De afnemende trend van PCB-gehalten in biota en sediment van de Nederlandse Waddenzee houdt aan sinds 1988 (Bakker 1994, Bakker *et al.* 1994, Bakker *et al.* 1996). Aangezien PCBs, en voor een gedeelte DDT, hoofdzakelijk verantwoordelijk worden geacht voor de (toenmalige) aangetoonde verminderde reproductie, de huidige reproductie normaal is en de PCB- en DDT-gehalten in de Waddenzee zijn afgenomen, wordt gesteld dat de huidige gehalten onder de drempel zijn waarboven zij negatieve effecten zouden hebben op de reproductie. Studies worden uitgevoerd om te beoordelen of de compositie van de totale PCB- en DDT-belasting, in toxische equivalenten, vergelijkbaar is met de compositie in de jaren 1975/1976.

4.2.4 REPRODUCTIESTOORNISSEN

Duidelijke gevallen van hermafroditisme in walvisachtigen werden aangetroffen bij witte dolfijnen in de St Lawrence rivier, waar 2 van de 94 onderzochte dieren hermafrodiet bleken te zijn (De Guise *et al.* 1994, Pierre Béland *pers. comm.*). Één dolfijn was een ware hermafrodiet. Deze conditie werd toegeschreven aan hormonale verstoring in een vroeg stadium van de embryonale ontwikkeling. De normale ontwikkeling van de mannelijke of vrouwelijke geslachtsorganen van de foetus zou toen zijn verstoord. Vervolgonderzoek richt zich op het testen van deze hypothese en opheldering van de onderliggende mechanismen. Van de 93 overige dolfijnen, 48 vrouwtjes en 45 mannetjes, bleek één mannetje een pseudohermafrodiet te zijn. Dit fenomeen is minder uniek en het is in meerdere walvisachtigen waargenomen (zie Reijnders *et al.* 1999, Philo *et al.* 1993).

Van onderzochte volwassen, vrouwelijke Baltische zeehonden, bleek 30% van de grijze zeehonden en 70% van de ringelrobber geheel of gedeeltelijk steriel te zijn, wat te wijten bleek te zijn aan trombose en occlusies. Recente studies suggereren dat PCB- en DDE-methylsulfonen de toxische samenstellingen zijn die verantwoordelijk zijn voor deze afwijkingen (Olsson *et al.* 1994). Een plausibele hypothese is dat de vroege zwangerschap onderbroken is, misschien door afname van de binding van uteroglobine door inhibitie door methylsulfonen, of door lage hormoonspiegels, gevolgd door het ontstaan van pathologische verstoringen. Toxische effecten in verschillende fases van de productie van verschillende hormonen zouden betrokken kunnen zijn bij het ontstaan van deze pathologische verstoringen (Reijnders & Brasseur 1997). Teneinde dit fenomeen op te helderen is nader onderzoek noodzakelijk.

DeLong *et al.* (1973) hebben premature geboortes gevonden in Californische zeeleeuwen. Deze premature geboortes kunnen worden gerelateerd aan hoge PCB- en DDE-gehalten. De gelijktijdige vondst van pathogenen met invloed op het verloop van de zwangerschap maakte het onmogelijk dit verband specifiek aan één van beide organochloriden toe te schrijven.

Abnormale testes, transformatie van weefsel in de testes en de bijballen zijn gevonden in Noord-Pacifische dwergvinnissen (Fujise *et al.* 1998). Een mogelijke relatie met gehalten van organochloriden is aangevoerd. Verder histologisch onderzoek en pathologische analyses worden uitgevoerd om licht op dit fenomeen te werpen.

4.2.5 ANDERE HORMOON-GERELATEERDE REPRODUCTIEVE- OF ONTWIKKELINGSSTOORNISSEN

Naast steriliteit, is een hele reeks van pathologische stoornissen gevonden in Baltische ringelrobber en grijze zeehonden. Dit zijn, onder andere, een hoge frequentie van gladde-spierceltumoren in de baarmoeder in grijze zeehonden (Bergman, 1999), botvergroeiingen in zeehondenschedels (Mortensen *et al.* 1992) en osteoporose in schedels van grijze zeehonden (Olsson *et al.* 1994). Vergelijkbare afwijkingen zijn gevonden bij zeehonden in de Waddenzee (Stede & Stede 1990). Deze verzameling van ziekten wordt gekarakteriseerd als hyperadrenocorticisme. Het is onduidelijk of hyperadrenocorticisme in de vroege ontwikkeling ontstaat.

4.2.6 CONCLUSIES

Het onderzoeksveld tussen reproductiebiologie en immunologie staat nog in de kinderschoenen. Het humoraal (antilichamen) en het cellulair (lymfocyten) immuunsysteem worden gereguleerd door oestrogenen en androgenen (Grossman 1985). Verstoring van de steroïd-hormoonbalans zou daarom kunnen leiden tot een slechter functioneren van het immuunsysteem. Van groot belang in de huidige context is de rol van progesteron en oestradiol in de preventie van de maternaal-foetale afstotingsrespons. Deze relatie zou de waargenomen reproductieproblemen bij de zeehond in de Waddenzee kunnen helpen verklaren, de problemen speelden namelijk rond de tijd van implantatie. Corticosteroïden (Wilckens & De Rijk 1997) en schildklierhormonen (Brouwer *et al.* 1989, Brouwer *et al.* 1998) zijn ook betrokken bij het functioneren van het immuunsysteem. De mogelijke effecten van schildklier- en corticosteroïdale hormoonverstoringen, gegenereerd door xenobiotische stoffen, op de vroege ontwikkeling en reproductie zijn onvoldoende bekend. Verder onderzoek naar de effecten van stoffen op de hormoonhuishouding van zeehonden is dan ook absoluut noodzakelijk.

4.2.7 REFERENTIES

Addison AF, Brodie PF, Edwards A & Sadler MC (1986) Mixed function oxidase activity in the harbour seal (*Phoca vitulina*) from Sable Is., NS. *Comp. Biochem. Physiol. (C)* 85:121-124

Aguilar A & Borrell A (1995) Pollution and harbour porpoises in the eastern North Atlantic. In: Björge A & Donovan GP (eds), *Biology of the Phocoenids*. *Rep. Int. Whal. Comm. Special Issue* 16: 231-242.

Bakker JF (1994) Schadstoffe in Miesmuscheln. In: Lozán JL, Rachor E, Reise K, von Westernhagen H & Lenz W (eds), *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell, Berlin, 132-143.

Bakker JF, de Jonge VN, Bartelds W, Dijkhuizen D & Loos C (1994) The status of contaminants and nutrients in the Wadden Sea, a potential risk for birds? *Pollution of the Wadden Sea over the past decennium*. *Ophelia* 6: 99-116.

Bakker JF, Zande T van de & Smedes F (1996) Verontreinigingsgraad van en contaminantgehalte in sediment in de Waddenzee in 1993. Report RIKZ-96.027, ISSN 0927-3980. National Institute for Coastal and marine Management, Rijkswaterstaat, The Netherlands.

Béland PR, Michaud R & Martineau D (1987) Recensements de la population de belugas du Saint-Laurant en 1985 par embarcations. Rapp. Techn. Can. Sci. haleut. Aquat. No 1545

Bergman A (1999) Prevalence of lesions associated with a disease complex in the baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) during 1977-1996. In: O'Shea TJ, Reeves RR & Long K (eds), *Marine mammals and persistent ocean contaminants: proceedings of the Marine Mammal Commission Workshop, Keystone, Colorado, 12-15 October 1998*. Marine Mammal Commission, Bethesda, USA, 139-143

Bergman A & Olsson M (1985) Pathology of Baltic ringed seal and grey seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome? *Finn. Game Res.* 44: 47-62

Bergman A, Olsson M & Reiland S (1992) Skull-bone lesions in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*). *Ambio* 21: 517-519

Boer J de. Wester PG, Klamer HJC, Lewis WE & Boon JP (1998) Do flame retardants threaten ocean life. *Nature* 394: 28-29

Boon JP, van Arnhem E, Jansen E, Kannan N, Petrick G, Reijnders PJH & Goksöyr A (1992) The toxicokinetics of PCBs in marine mammals with special reference to possible interactions of individual congeners with the cytochrome P450-dependent monooxygenase system: an overview. In: Walker CH & Livingstone DR (eds), *Persistent Pollutants in Marine Ecosystems*. Pergamon, Oxford, 119-159

Boon JP, van der Meer J, Allchin CR, Law RJ, Klungsöyr J, Leonards PEG, Splidd H, Storr-Hansen E, McKenzie C & Wells DE (1997) concentration-dependent changes of PCB-patterns in fish-eating mammals: structural evidence for induction of cytochrome P450. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 298-311

Brouwer A, Reijnders PJH & Koeman JH (1989) Polychlorinated biphenyl (PCB) – contaminated fish induces vitamin A and thyroid hormone deficiency in the common seal *Phoca vitulina*. *Aq. Toxicol.* 15: 99-106

Brouwer A, Morse DC, Lans MC, Schuur G, Murk AJ, Klason-Wehler E, Bergman A & Visser TJ (1998) Interactions of persistent environmental organohalogenes with the thyroid hormone system: mechanisms and possible consequences for animal and human health. *Toxicol. & Industr. Health* 14 (1/2): 59-84

Colborn T & Smolen MJ (1996) Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 146: 91-171

De Guise S, Lagace A & Béland P (1994) True hermaphroditism in a St Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*). *J. Wildl. Dis.* 30: 287-290

DeLong RL, Gilmartin WG & Simpson JG (1973) Premature births in Californian sealions: association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science* 181: 1168-1170

Drenth HJ, van den Berg M & Bouwman C (1994) Reproductie effecten van PCBs: de rol van cytochrom P450 inductie en steroid hormoon metabolisme. Report, project 94230351, to Ministerie van VROM. RITOX, Utrecht, Netherlands

- Freeman HC & Sangalan GB (1977) A study on the effects of methylmercury, cadmium, arsenic, selenium, and a PCB (Arochlor 1254), on adrenal and testicular steroidogenesis *in vitro*, by the grey seal *Halichoerus grypus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5:369-383
- Fujise Y, Zenati R & Kato H (1998) An examination of the W-stock hypothesis for North-Pacific minke whales, with special reference to some biological parameters using data collected from JARPN surveys from 1994 to 1997. Paper SC/50/RMP12 presented to the IWC Scientific Committee, Oman, 1998. 14pp
- Funae Y & Imaoka S (1993) Cytochrome P450 in rodents. In Schenkman JB & Greim H (eds), *Cytochrome P450*. Springer Verlag, Berlin, Germany
- Green NJL (1997) A study of polychlorinated biphenyls in lactating grey seal. PhD-thesis, Lancaster University, Lancaster, UK, 175pp
- Green N, van Raat P, Jones K & de Voogt P (1996) PCBs and their methyl sulfonyl metabolites in the maternal blubber, milk, pup blubber and faeces of grey seals. Organohalogen Compounds 29: 453-457
- Grossman CJ (1985) Interactions between the gonadal steroids and the immune system. Science 227: 257-261
- Helle E (1980) Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Phoca hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. Ann. Zool. Fenn. 17: 147-158
- Mortensen P, Bergman A, Bignert A, Hansen, H-J, Härkönen T & Olsson, M (1992) Prevalence of skull lesions in harbour seals (*Phoca vitulina*) in Swedish and Danish museum collections: 1835-1988. Ambio 21:520-524
- Olsson M, Karlsson B & Ahnland E (1994) Diseases and environmental contaminants in seals from the Baltic and Swedish westcoast. Sci. Tot. Environ. 154: 217-227
- Philo ML, Shots EB & George JC (1993) Morbidity and Mortality. In: Burns JJ, Montague JJ & Cowles CJ (eds), *The bowhead whale*. Allen Press, Lawrence, USA, 275-312
- Patnode KA & Curtis LR (1994) 2,2',4,4', 5,5'- and 3,3',4,4',5,5'- hexachlorobiphenyl alteration of uterine progesterone and estrogen receptors coincides with embryotoxicity in mink (*Mustela vison*). Toxicol. Appl. Pharmacol. 127: 9-18
- Reijnders PJH (1980) Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. Neth. J. Sea Res. 14: 30-65
- Reijnders PJH (1986) Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. Nature 324: 456-457
- Reijnders PJH (1990) Progesterone and oestradiol-17 β concentration profiles throughout the reproductive cycle in harbour seals (*Phoca vitulina*). J. Reprod. Fert. 90: 403-409
- Reijnders PJH (1996) Organohalogen and heavy metal contamination in cetaceans: observed effects, potential impacts and future prospects. In: Simmonds MP & Hutchinson JD (eds), *The conservation of whales and dolphins*. John Wiley & sons Ltd, Chichester. UK, 205-217
- Reijnders PJH & Brasseur SMJM (1997) Xenobiotic induced hormonal and associated developmental disorders in marine organisms and related effects in humans. J. Clean Techn. Environm. Toxicol & Occup. Med. 4: 367-380
- Reijnders PJH, Donovan GP, Aguilar A & Bjørge A (1999) Report of the Workshop on Chemical Pollutants and Cetaceans. In: Reijnders PJH, Aguilar A & Donovan GP (eds),

Chemical pollutants and Cetaceans. J. Cetacean Res. & Mgmt (Special Issue I). International Whaling Commission, Cambridge, UK, 1-42

Reijnders PJH, Ries EH, Tougaard S, Nørgaard N, Heidemann G, Schwarz J, Vareschi E & Traut IM (1997) Population development of harbour seals *Phoca vitulina* in the Wadden Sea after the 1988 virusepidemic. J. Sea Res. 38: 161-168

Stede G & Stede M (1990) Orientierende Untersuchungen von Seehundsköpfen auf pathologische Knochenveränderungen. In: *Zoologische und Ethologische Untersuchungen zum Robbensterben*. Inst. F. Haustierkunde, Kiel, Germany, 31-53

Subramanian AN, Tanabe S, Tatsukawa R, Saito S & Myazaki N (1987) Reductions in testosterone levels by PCBs and DDE in Dall's porpoises of Northwestern North Pacific Mar. Poll. Bull. 18: 643-646

Tanabe S, Watanabe S, Kan H & Tatsukawa R (1988) Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. Mar. Mamm. Sci. 4: 103-124

Troisi GM & Mason CF (1998) Steroid hormone metabolism in harbour seals (*Phoca vitulina*) exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). Mar. Env. Res. (*in press*)

Wagemann R & Muir DGC (1984) Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation. Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1297: 1-97

Wilckens T & de Rijk R (1997) Glucocorticoids and immune function: unknown dimensions and new frontiers. Immunol. Today 18: 418-424

4.3 EFFECTEN OP IMMUUNSYSTEEM

Albert DME Osterhaus, Erasmus Universiteit Rotterdam

4.3.1 INLEIDING

De massale mortaliteit onder zeehonden in Noordwest Europa in 1988 werd geweten aan een uitbraak van een voorheen onbekend virus, het phocine distemper virus (Osterhaus & Vedder 1988, Mahy *et al.* 1988). De getroffen dieren leden onder andere aan koorts, verwondingen aan de huid, disfunctie van de spijsverteringsorganen, aandoeningen van het zenuwstelsel en ademhalingsmoeilijkheden (Osterhaus & Vedder, 1989). De ontdekking van het zeehondenziektevirus als veroorzaker van de ziekteverschijnselen bleek de verklaring te zijn voor de massale mortaliteit, maar de medeverantwoordelijkheid van bepaalde immunotoxische stoffen in de voedselketen kon niet worden uitgesloten. De presentatie en de ernst van een virusepidemie wordt bepaald door de som van een groot aantal factoren die elkaar ook onderling kunnen beïnvloeden. Die factoren zijn onder andere de genetische achtergrond en diversiteit van de populatie, sociaal gedrag, populatiedichtheid, immunologisch geheugen (voorafgaande blootstelling), voedselsamenstelling en de aanwezigheid danwel introductie van de ziekteverwekker. Uitbraken van morbillivirussen in voorheen naieve populaties resulteren in verhoogde mortaliteit (Harder *et al.* 1995). Additionele stress onder invloed van immunotoxische stoffen zou de uitbreiding en ernst van de uitbraak kunnen verheviggen.

4.3.2 HET IMMUUNSYSTEEM VAN DE GEWONE ZEEHOND

Er is relatief weinig bekend over het immuunsysteem van de gewone zeehond. Vergelijkende studies suggereren dat er belangrijke overeenkomsten zijn in het immuunsysteem van verschillende zoogdiersoorten. De orde der Pinnipedia is ontstaan uit een voorloper van de moderne Carnivora. Het immuunsysteem van vinpotigen is in vele opzichten vergelijkbaar met dat van bestudeerde terrestrische carnivoren (Kennedy-Stoskopf 1990, Ross *et al.* 1994).

4.3.3 PERSISTENTE IMMUNOTOXISCHE STOFFEN IN HET MILIEU

Er zijn verschillende factoren, zowel intrinsiek als extrinsiek, die invloed kunnen hebben op het immuunsysteem van zoogdieren. Stoffen die door menselijke activiteiten in het milieu worden ingebracht zijn van additionele zorg. Gedurende de laatste vijftig jaar heeft de alomtegenwoordige contaminatie van het milieu op aarde geresulteerd in waarneembare gehalten van antropogene chemicaliën in wilde diersoorten; zelfs in zeer afgelegen gebieden (Risebrough *et al.* 1968, Wasserman *et al.* 1979, Tanabe *et al.* 1983). Stoffen van groot biologisch belang zijn de persistente, niet in water oplosbare poly-gehalogeneerde aromatische hydrocarbonaten (PHAH), gebromeerde

vlamvertragers (polybroombiphenylen en polybroombiphenylethers) en organotinverbindingen.

4.3.4 POLYGEHALOGENEERDE HYDROCARBONATEN

De PHAHs, waaronder de PCBs, PCDDs en PCDFs vallen zijn aanwezig in de bodem, het water en de atmosfeer van de aarde. De verbindingen zijn stabiel, lipofiel en accumuleren gemakkelijk in de aquatische voedselketen, waar zij zeer resistent zijn tegen metabole afbraak. Bioaccumulatie in de aquatische voedselketen resulteert in hoge gehalten van vele van de PHAHs in organismen op hogere trofische niveaus. De meeste effecten van PHAHs zijn dan ook waargenomen in de toppredatoren. Organismen van belang zijn visetende vogels, otters, zeehonden, dolfinen en walvissen. Als een gevolg van hun chemische aard kunnen vele PHAHs gemakkelijk fysiologische processen beïnvloeden.

4.3.5 EFFECTEN VAN PHAHs OP HET IMMUNUSYSTEEM

In het brede scala van effecten op fysiologische processen is gebleken dat het immuunsysteem in het bijzonder gevoelig is voor de toxische activiteit van vele PHAHs. Eerdere studies hebben aangetoond dat PHAHs immunotoxische effecten hebben op verschillende knaagdiersoorten (Vos & Van Driel-Grootenhuis 1972, Vos & Moore 1974) en apen (Thomas & Hinsdill 1978). De waargenomen bioaccumulatie van PHAHs, zelfs in fauna in afgelegen gebieden, en de relatieve immunotoxiciteit van deze stoffen duidt erop dat PCBs, PCDDs en PCDFs een zeer grote immunotoxische bedreiging vormen voor de fauna op de hogere trofische niveaus in de aquatische voedselketen.

In het mechanisme van PHAH aantasting van het immuunsysteem blijkt de cytosolische aryl-hydrocarbon (Ah) receptor, waar 2,3,7,8-TCDD makkelijk bindt, in zoogdiercellen een belangrijke rol te spelen (Silkworth & Grabstein 1982, Silkworth *et al.* 1986). Het ontstane intracellulaire TCDD-receptor complex induceert enzymproductie door aan het dioxine regulerend element (DRE) in de celkern (Whitlock 1987). Dit leidt tot biologische responsen die niet opgehelderd zijn. De toxiciteit van complexe mengsels van PHAHs kan vereenvoudigd worden door kennis van de toxiciteit van de individuele PHAH congenen ten opzichte van TCDD (Safe *et al.* 1985). De PCB, PCDD en PCDF congenen, welke qua structuur op TCDD lijken, krijgen allen een TCDD toxische equivalent factor (TEF) toegewezen. Daarbij komen de additieve toxische equivalenten, berekend uit de concentraties van die stoffen, gemeten in het mengsel (Safe 1990). Dit concept blijkt ook te gelden voor immunotoxische effecten (Vos *et al.* 1998). Echter, bepaalde PHAH-geïnduceerde toxische effecten bleken geheel of gedeeltelijk onafhankelijk te zijn van Ah. Hieronder vallen vitamine A- en schildklierhormoon deficiënties en neurotoxische- en ontwikkelingseffecten (Brouwer *et al.* 1985, Morse *et al.* 1992).

Hoewel de immunotoxische actie van PHAHs nog grotendeels onduidelijk is, zijn er waarschijnlijk meerdere doelen betrokken. Ontwikkeling van

stamcellen van de leukocyten in het beenmerg (Fine *et al.* 1988) en de thymus blijkt gevoelig te zijn voor TCDD. Atrofie van de thymus is bijvoorbeeld hoogstwaarschijnlijk gerelateerd aan een effect op het epitheel van dit orgaan en resulteert in verminderde volgroeing van T-cel precursors. Immunotoxiciteit op het niveau van de thymus heeft waarschijnlijk weerslag op de volgroeide cellulaire immuunrespons, door aangetaste functionaliteit van de T-lymphocyten (De Waal *et al.* 1997). Bovendien is gebleken dat TCDD de functie van B-lymfocyten schaadt, hoewel de concentraties waarboven dat effect speelt hoger zijn dan de concentraties die leiden tot effecten op de functie van T-cellen (Tucker *et al.* 1986).

Het immuunsysteem in de ontwikkelingsfase van zoogdieren blijkt in het bijzonder gevoelig te zijn voor TCDD-geïnduceerde immunotoxiciteit na blootstelling gedurende embryonale ontwikkeling en de zoogperiode (Vos & Moore 1974, Thomas & Hinsdill 1979). Terwijl TCDD overdracht van de moeder naar het nageslacht in experimentele dieren voornamelijk plaatsvindt via de moedermelk, vindt er ook in geringe mate overdracht via de placenta plaats (Nau & Bass 1981, Takagi *et al.* 1986). Zeehonden bezetten de hogere trofische niveaus en worden daardoor aan relatief hoge concentraties van PHAH mengsels in de moedermelk blootgesteld (Addison & Brodie 1987). Het risico van immunotoxische effecten op het zich ontwikkelende immuunsysteem zou daarom hoog kunnen zijn voor dieren die geboren worden in sterkt vervuilde gebieden.

In studies met ratten en muizen blijkt gastheerresistentie tegen talrijke pathogenen te worden beïnvloed door PHAH-geïnduceerde immunotoxiciteit. Gebruik makend van verschillende modellen, bleken knaagdieren die waren blootgesteld aan lage concentraties TCDD of gerelateerde PHAHs minder resistent te zijn tegen bacteriële-, parasitaire- en virusinfecties. In vele gevallen leidde dit tot verhoogde morbiditeit, mortaliteit of verhoogde belasting met pathogenen van de dieren.

4.3.6 EFFECTEN OP ZEEHONDEN

Na de PDV epidemie in 1988 is een experiment uitgevoerd met zeehonden in gevangenschap. Dit voedingsexperiment had als doel de effecten van stoffen op het immuunsysteem te beoordelen (De Swart *et al.* 1995a & 1996, Ross *et al.* 1996a). In een relatief onvervuild gebied bij Noordwest Schotland werden 22 pas gespeende pups gevangen en getransporteerd naar Nederland. Na een gewenningsperiode van een jaar, waarin alle dieren een dieet van relatief schone haring uit de Atlantische Oceaan kregen, werd de groep verdeeld in twee groepen van elk elf dieren. De ene groep kreeg nog altijd de schone Atlantische vis, terwijl de andere groep haring uit de relatief vervuilde Oostzee werd gevoerd. De geschatte dagelijkse dosis 2,3,7,8-TCDD toxische equivalenten die de Baltische groep binnenkreeg was 10 keer zo hoog als de hoeveelheid die de Atlantische zeehonden binnenkregen. Bloed werd regelmatig van alle dieren afgenomen, en een serie van immunologische tests werd uitgevoerd.

Gedurende het eerste jaar van het voedingsexperiment vertoonden de dieren uit de Baltische groep verminderde natural killer (NK) celfunctie, getest met een standaard Cr-51 release assay met YAC-1 tumor cellen (Ross *et al.* 1996a).

Bovendien namen de proliferatieve responsen van perifere bloed-mononucleaire cellen op de T-cel mitogenen concanavalin A en fytohaemagglutinine-A en het T en B cel mitogeen “pokeweed mitogen” (PWM) af in de Baltische groep in vergelijking met de Atlantische groep (De Swart *et al.* 1994, 1995c).

In de Baltische groep werden bovendien in vivo delayed-type hypersensitivity (DTH) responsen op ovalbumine verlaagd, zoals vastgesteld door de toename van de dikte van de huid na injectie van dit antigeen in de huid (Ross *et al.* 1995). Significant hogere aantallen van circulerende neurotrophils zouden een reflectie kunnen zijn van immunosuppressie-gerelateerde toename van bacteriële infecties in de Baltische groep danwel van een effect van stoffen op de hematopoëse in het beenmerg (De Swart *et al.* 1995b). Aan het einde van het voedingsexperiment leidde een vastenperiode van 15 dagen niet tot – enige- verheving van de bestaande immunotoxiciteit in de Baltische groep. Dit geeft mogelijk een minimale toename van de circulerende dioxine-achtige stoffen na mobilisatie van vetreserves of de kinetica van de immunotoxiciteit (De Swart *et al.* 1995a).

4.3.7 EFFECTEN OP RATTEN

Om de bevindingen in zeehonden uit te breiden werden tegelijkertijd twee parallelle experimenten gedaan met laboratorium ratten. De ratten werden ofwel gevoerd met gedroogde haring uit dezelfde gebieden als in de zeehondenstudie, of kregen elke dag 1 ml olie uit de Atlantische- of Baltische haring toegediend. In de eerste studie waren rat cytomegalovirus (RCMV) titers in de speekselklieren hoger in de Baltische groep na experimentele infectie, hoewel geen duidelijke immunosuppressie kon worden waargenomen met immune function assays (Ross *et al.* 1996a, b, c, d). In de tweede studie werd in jonge ratten die rond de geboorte bloot werden gesteld aan de contaminanten in de Baltische haring voorbijgaande effecten gevonden op bepaalde aspecten van de thymus en lymfocytenfunctie in de milt, alsook verlaagde RCMV geassocieerde NK celrespons en specifieke antilichaam responsen (Ross *et al.* 1997).

4.3.8 SAMENGEVATTE CONCLUSIES VAN DE EXPERIMENTEN MET RATTEN EN ZEEHONDEN

Het mengsel van contaminanten in Baltische haring had immunotoxische effecten op zowel ratten als gewone zeehonden. De achteruitgang van de immuunfunctie in zeehonden die werden gevoerd met Baltische haring zou implicaties kunnen hebben voor de afweer tegen virus infecties. De verminderde activiteit van NK cellen, welke belangrijk is als een eerste afweer tegen virus infecties en tumoren, zou kunnen resulteren in een verminderde weerstand tegen infectie met virussen. De verminderde T-cel functie zou kunnen leiden tot een ernstiger infectie, aangezien T cellen belangrijk zijn voor de uiteindelijke opruiming van het virus.

De in het zeehondenexperiment gemeten effecten geven waarschijnlijk nog een te gunstig beeld van de situatie aangezien de Atlantische groep ook aan stoffen

aanwezig in Atlantische haring werd blootgesteld. Bovendien waren de TEQ concentraties in vet van vele vrij levende gewone zeehonden op hetzelfde niveau of zelfs hoger dan de gehalten in de Baltische groep van de semi-veldstudie (Ross *et al.* 1996a, b, c, d). De studie werd uitgevoerd met jonge volwassen zeehonden, terwijl het zich ontwikkelende immuunsysteem met name gevoelig is voor immunotoxicologische stoffen (insult). De doses in de studies met ratten zijn moeilijk direct te vergelijken met die in het zeehondenexperiment, maar de resultaten van de studies met ratten suggereren dat de perinatale blootstelling in het bijzonder van belang zou kunnen zijn voor vrij levende Pinnipedia. Ten slotte moet gezegd worden dat in vrij levende Pinnipedia langdurige accumulatie van contaminanten gedurende het hele leven zou kunnen plaatsvinden.

4.3.9 ORGANOTINVERBINDINGEN

In mariene zoogdieren zijn hoge gehalten aan organotinverbindingen aangetroffen. De organotinverbindingen accumuleren in de lever en het vet van zeezoogdieren. In levermonsters van dolfinen werd voornamelijk dibutyltin (DBT) aangetroffen, terwijl in de speeklaag voornamelijk tributyltin (TBT) werd geconstateerd. De plaats waar de accumulatie van organotinverbindingen voornamelijk plaats vindt verschilt per diersoort en lijkt afhankelijk te zijn van de aanwezigheid van proteïnen zoals glutathion (Kannan *et al.* 1996). Verschillende diersoorten verschillen ook in capaciteit voor metabolisatie van organotinverbindingen (Takahashi *et al.* 1999). De verschillende organotinverbindingen verschillen ook weer in metaboliseerbaarheid, wat resulteert in bijvoorbeeld hogere gehalten van trifenyltin (TFT) in vogels en vissen dan tributyltin (TBT) (Stab *et al.* 1996). De gehalten van organotinverbindingen verschillen in zeezoogdiersoorten bij Japan die voornamelijk aan de kust voorkomen en dieren die verder uit de kust leven, wat aangeeft dat de organotinverbindingen afkomstig zijn van menselijke bronnen (Le *et al.* 1999).

De eerste berichten potentiële toxische effecten van organotinverbindingen op het immuunsysteem komen uit toxiciteitsstudies met trifenyltinacetaat en trifenyltin hydroxide (Verschuuren *et al.* 1966). Het effect van dialkyltin verbindingen op het immuunsysteem is als eerste beschreven door Seinen en Willems (1976). Organotin-geïnduceerde atrofie van de thymus wordt bepaald door de lengte van de alkylketen, waarschijnlijk gerelateerd aan de water-vet verdeling van de homologen. Verschillende bestudeerde organotinverbindingen bleken vooral zeer toxische effecten op de thymus en het immuunsysteem van ratten te hebben (Penninks *et al.* 1990). Organotin-geïnduceerde atrofie van de thymus in de rat bleek geassocieerd met onderdrukking van de T cel functie. Bewijs hiervoor werd geleverd door middel van de gereduceerde delayed-type hypersensitivity (DTH) respons, verlate allograft rejection, onderdrukte T lymfocyt proliferatie en verminderde thymus-afhankelijke antilichaam responsen. De effecten van organotinverbindingen zijn zeer verschillend in verschillende diersoorten, zo veroorzaken DBTC en TBTO atrofie van de thymus in een guppy, maar niet in een andere vissoort (Vos *et al.* 1996, Wester *et al.* 1990).

4.3.10 GEBROMEERDE VLAMVERTRAGERS

Gebromeerde vlamvertragers zijn lipofiel en persistent en verwacht wordt dat ze makkelijk bioaccumuleren. De effecten van deze stoffen zijn vergelijkbaar met die van PCBs en DDT, maar er gelden nog geen normen voor het gebruik van deze stoffen en de gehalten in het milieu. Twee groepen van gebromeerde vlamvertragers, de polybroombiphenylen (PBBs) en polybroombiphenylethers (PBDEs), zijn aangetoond in potvissen. De potvis foerageert voornamelijk in diepere wateren, dit geeft aan dat de gebromeerde vlamvertragers doorgedrongen zijn in zelfs zeer afgelegen gebieden. In een witsnuitdolfijn en gewone zeehonden uit de Noordzee en de Waddenzee werden zeer hoge gehalten van PBDEs aangetoond (de Boer *et al.* 1998). Als er geen normen worden gesteld met betrekking tot de productie van gebromeerde vlamvertragers zouden deze stoffen in het aquatisch milieu wellicht een vergelijkbaar probleem kunnen veroorzaken als de PCBs.

4.3.11 CONCLUSIES

Labexperimenten hebben bewijs geleverd voor PHAH-geïnduceerde immunotoxiciteit. De resultaten van de studie met zeehonden in gevangenschap en laboratoriumratten, het feit dat gehalten van PCBs in de zeehondenpopulatie tijdens de morbillivirusuitbraak in 1988 zelfs hoger waren dan de waarden in de experimentele dieren en het gegeven dat massale mortaliteit gedurende verschillende morbillivirusuitbraken sinds 1987 voornamelijk voor lijkt te komen in meer vervuilde gebieden zijn aanwijzingen voor de bijdrage van PHAHs aan de mortaliteit gedurende de virusuitbraak in 1988 (Ross *et al.* 2000).

Er zijn meerdere aanwijzingen dat gebromeerde vlamvertragers en organotinverbindingen een gevaar zouden kunnen vormen voor mariene zoogdieren. Immunotoxische effecten van sommige van deze verbindingen zijn reeds aangetoond, en hoge gehalten van deze verbindingen zijn gevonden in verschillende soorten zeezoogdieren.

4.3.12 REFERENTIES

Addison RF & Brodie RF (1987) Transfer of organochlorine residues from blubber through the circulatory system in milk in the lactating grey seal, *Halichoerus grypus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 782-786

Boer de J, Wester PG, Klamer HJC, Lewis WE & Boon JP (1998) Do flame retardants threaten ocean life? Nature 394: 28-29

Brouwer A, Berg KJ van den, Blaner WS & Goodman DS (1985) Transthyretin (prealbumin) binding of PCBs, a model for the mechanism of interference with vitamin A and thyroid hormone metabolism. Chlorinated Dioxins and Related Compounds 15: 1699-1706

Fine JS, Gasiewicz TA & Silverstone AE (1988) Lymphocyte stem cell alteration following perinatal exposure to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. Mol. Pharmacol. 35: 18-25

Harder TC, Kenter M, Appel MJG, Roelke-Parker ME, Barret T & Osterhaus ADME (1995) Phylogenetic evidence of canine distemper virus in Serengeti's lions Vaccine 13: 521-523

Kannan K, Corsolini S, Focardi S, Tanabe S & Tatsukawa R (1996) Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna and shark collected from Italian coastal waters. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31(1):19-23

Kennedy-Stoskopf S (1990) Immunology of marine mammals. In: Dierauf LA (ed.) CRC Handbook of Marine Mammal Medicine: Health, Disease and rehabilitation. CRC Press, Boca Raton, FL. pp 115-125

Le LTH, Takahashi S, Saeki K, Nakatani N, Tanabe S, Miyazaki N & Fujise Y (1999) High percentage of butyltin residues in total tin in the livers of cetaceans from Japanese coastal waters. Environ. Sci. & Technol. 33 (11): 1781-1786

Mahy BWJ, Barret T, Evans S, Anderson EC & Bostock CJ (1988) Characterization of a seal morbillivirus. Nature 336: 115-116

Morse DC, Koeter HBWM, Smits van Prooijen AE & Brouwer A (1992) Interference of polychlorinated biphenyls in thyroid hormone metabolism: possible neurotoxic consequences in fetal and neonatal rats. Chemosphere 25: 165-168

Nau H & Bass R (1981) Transfer of 2,3,7,8-tetra-chlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) to the mouse embryo and fetus. Toxicology 20: 299-308

Osterhaus ADME & Vedder EJ (1988) Identification of virus causing recent seal deaths. Nature 335: 20

Osterhaus ADME & Vedder EJ (1989) No simplification in the etiology of recent seal deaths. Ambio 18: 297-298

Penninks AH, Snoeij NJ, Pieters RHH & Seinen W (1990) Effect of organotin compounds on lymphoid organs and lymphoid functions: an overview. In: Dayan AD *et al.*, (eds.) Immunotoxicity of metals and immunotoxicology. Plenum Press, NY, pp 191-207

Risebrough RW, Pieche R, Peakall DB, Herman SG & Kiryen MN (1968) Polychlorinated biphenyls in the global ecosystem. Nature 220: 1098-1102

Ross PS, De Swart RL, Visser IKG, Murk W, Bowen WD, Osterhaus ADME (1994) Relative immunocompetence of the newborn harbour seal, *Phoca vitulina*. Vet. Immunol. and Immunopathol. 42: 331-348

Ross PS, Swart RL de, Reijnders PJH, Loyeren H van, Vos JG & Osterhaus ADME (1995) Contaminant related suppression of delayed-type hypersensitivity and antibody responses in harbor seals fed herring from the Baltic Sea. Environ. Health. Perspect. 103: 162-167

Ross PS, Swart RL de, Addison RF, Loveren H van, Vos JG & Osterhaus ADME (1996a) Contaminant-induced immunotoxicity in harbour seals: wildlife at risk? Toxicology 112: 157-169

Ross PS, Swart RL de, Timmerman HH, Reijnders PJH, Vos JG, Loveren H van & Osterhaus ADME (1996b) Suppression of natural killer cell activity in harbour seals (*Phoca vitulina*) fed Baltic Sea herring. Aquat. Toxicol. 34: 71-84

Ross PS, Swart RL de, Loveren H van, Osterhaus ADME & Vos JG (1996c) The immunotoxicity of environmental contaminants to marine wildlife: a review. Ann. Rev. Fish. Dis. 6: 151-165

Ross PS, Loveren H van, Swart RL de, Vliet H van der, Klerk A de, Timmerman HH, Binnedijk R, Brouwer A, Vos JG & Osterhaus ADME (1996d) Host resistance to rat

cytomegalovirus (RCMV) and immune function in adult PVG rats fed herring from the contaminated Baltic Sea. Arch. Toxicol. 70: 661-671

Ross PS, Swart RL de, Vliet H van der, Willemsen L, Klerk A de, Amerongen G van, Groen J, Brouwer A, Morse DC, Loveren H van, Osterhaus ADME & Vos JG (1997) Impaired cellular immune response in offspring of rats exposed during pregnancy and nursing to Baltic Sea herring oil or 2,3,7,8-TCDD. Arch. Toxicol. 17: 563-574

Ross PS, Vos JG, Birnbaum LS & Osterhaus ADME (2000) PCBs are a health risk for humans and wildlife. Science 289: 1878-1879

Safe S, Bandiera S, Sawyer T, Robertson L, safe L, Parkinson A, Thomas RE, Ryan DE, Reik LM, Levin W, Denomme MA & Fujita T (1985) PCBs: structure-function relationships and mechanism of action. Environ. Health Perspect 60: 47-56

Safe S (1990) Polychlorinated bihenyls (PCBs), dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). CRC Crit. Rev. Toxicol. 21: 51-88

Seinen W & Willems MI (1976) Toxicity of organotin compounds. I. Atrophy of thymus and thymus-dependent lymphoid tissue in rats fed di-*n*-octyltin dichloride. Toxicol. Appl. Pharmacol. 35: 63-75

Silkworth JB & Grabstein EM (1982) Polychlorinated biphenyl immunotoxicity; dependence on isomer planarity and the Ah ligand complex. Toxicol. Appl. Pharmacol. 65: 109-115

Silkworth JB, Antrim LA & Sack G (1986) Ah receptor mediated suppression of the antibody response in mice is primarily dependent on the Ah phenotype of lymphoid tissue. Toxicol. Appl. Pharmacol. 86: 380-390

Stab JA, Traas TP, Stroomberg G, Kesteren J van, Leonards P, Hattum B van, Brinkman UA & Cofino WP (1996) Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Netherlands. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31(3): 319-328

Swart RL de, Ross PS, Vedder LJ, Timmerman HH, Heisterkamp SH, Loveren H van, Vos JG, reijnders PJH & Osterhaus ADME (1994) Impairment of immune function in harbor seals (*Phoca vitulina*) feeding on fish from polluted waters. Ambio 23: 155-159

Swart RL de, Ross PS, Timmerman HH, Hijman WC, Ruiter E de, Liem AKD, Brouwer A, Loveren H van, Reijnders PJH, Vos JG & Osterhaus ADME (1995a) Short-term fasting does not aggravate immunosuppression in harbour seals (*Phoca vitulina*) with high body burdens of organochlorines. Chemosphere 31: 4289-4306

Swart RL de, Ross PS, Vedder LJ, Boink FBTJ, Reijnders PJH, Mulder PGH & Osterhaus ADME (1995b) Haematology and clinical chemistry values for harbour seals within normal ranges. Can. J. Zool. 73: 2035-204

Swart RL de, Ross PS, Timmerman HH, Vos HW, Reijnders PJH, Vos JG & Osterhaus ADME (1995c) Impaired cellular immune response in harbour seals (*Phoca vitulina*) feeding on environmentally contaminated herring. Clin. Exp. Immunol. 101: 480-486

Swart RL de, Ross PS, Vos JG, & Osterhaus ADME (1996) Impaired immunity in harbour seals (*Phoca vitulina*) exposed to bioaccumulated environmental contaminants: review of a long-term study. Environ. Health. Perspect. 104 (suppl. 4): 823-828

Takagi Y, Aburade S, Hashimoto K & Kiataura T (1986) Transfer and distribution of accumulated (14-C) polychlorinated biphenyls from maternal to fetal and suckling rats. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 709-715

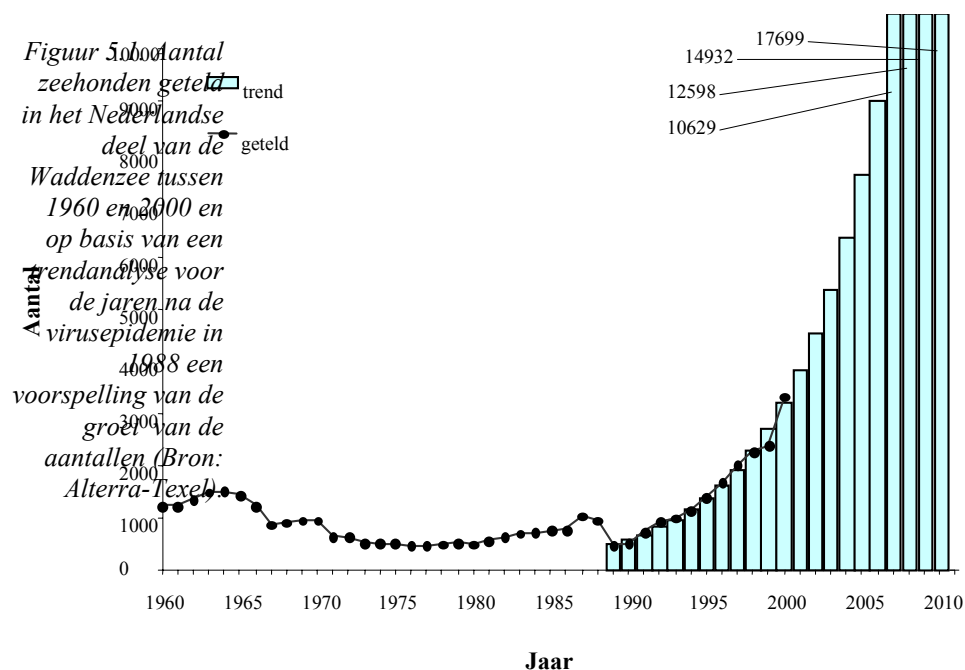
- Takahashi S, Tanabe S, Takeuchi I & Miyazaki N (1999) Distribution and specific bioaccumulation of butyltin compounds in a marine ecosystem. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37(1): 50-61
- Tanabe S, Mori T, Tatsukawa R & Miyazaki N (1983) Global pollution of marine mammals by PCBs, DDTs and HCHs (BCHs). *Chemosphere* 12: 1269-1275
- Thomas RT & Hinsdill RD (1978) Effect of polychlorinated biphenyls on the immune responses of rhesus monkeys and mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 44: 41-51
- Thomas RT & Hinsdill RD (1979) The effect of perinatal exposure to tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on the immune response of young mice. *Drug. Chem. Toxicol.* 2: 77-98
- Tucker AN, Vore SJ, & Luster MI (1986) Suppression of B cell differentiation by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. *Mol. Pharmacol.* 29: 372-377
- Verschuuren HG, Kroes R, Vink HH & Esch GJ van (1966) Short-term toxicity with triphenyltin compounds in rats and guinea pigs. *Food. Cosmet. Toxicol.* 4: 35-45
- Vos JG & Van Driel-Grootenhuis L (1972) PCB-induced suppression of the humoral and cell-mediated immunity in guinea pigs. *Sci. Total. Environ.* 1: 289-302
- Vos JG & Moore JA (1974) Suppression of cellular immunity in rats and mice by maternal treatment with 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. *Int. Arch. Allergy* 47: 777-794
- Vos JG, Bloksma N, Osterhaus ADME, Loveren H van & Wester PW (1996) Comparative sensitivity of different species to environmental chemical-induced immunotoxicity. In: Stolen JS *et al.* (eds.) *Modulators of immune responses: The evolutionary trail*. SOS Publications, Fair Haven USA. Pp351-364
- Vos JG, Heer C de & Loveren H van (1998) Immunotoxic effects of TCDD and toxic equivalent factors. *Teratog. Carcinog. Mutagen.* 17: 275-284
- Waal EJ de, Schuurman HJ, Loveren H van & Vos JG (1997) Differential effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin, bis(tri-*n*-butyltin)oxide and cyclosporine on thymus histophysiology. *Crit. Rev. Toxicol.* 27: 381-430
- Wasserman M, Wasserman D, Cucos S & Miller HJ (1979) World PCB map: storage and effects in man and his biologic environment in the 1970s. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 320: 69-124
- Wester PW, Canton JH, Iersel AAJ van, Krajnc EI & Vaessen HAMG (1990) The toxicity of bis(tri-*n*-butyltin)oxide (TBTO) and di-*n*-butyltin dichloride (DBTC) in the small fish species *Oryzias latipes* (medaka) and *Poecilia reticulata* (guppy). *Aquat. Toxicol.* 16: 53-72
- Whitlock JR (1987) The regulation of gene expression by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. *Pharmacol. Rev.* 39: 147-161

HOOFDSTUK 5: ZEEHONDEN EN MENSELIJKE ACTIVITEITEN

Peter J.H. Reijnders, Alterra-Texel

5.1 INLEIDING

De gewone zeehond in de Nederlandse Waddenzee maakt deel uit van de internationale populatie, verspreid over de Waddenzee in Denemarken, Duitsland en Nederland. Sinds 1959 worden de zeehonden in Nederland geteld door Alterra (voorheen IBN). Figuur 5.1 laat het verloop van het aantal getelde dieren zien. Hierbij dient te worden opgemerkt dat naar schatting 32% van de dieren ongezien blijft.



Dit aantalsverloop laat zien dat de populatie in de mid-jaren zeventig op haar dieptepunt was waarna een langzame groei begon. Opmerkelijk is de groei na 1988, na een virusepidemie. Zowel overleving als reproductie zijn sinds die tijd verbeterd.

Figuur 1 laat ook een trendanalyse van deze groei vanaf 1989 zien. Daaruit blijkt dat de aantallen in Nederland jaarlijks met bijna 17% toenemen. Uit retrospectieve aantalsschattingen is afgeleid dat als referentiewaarde voor de populatieomvang een range van 6.000 – 16.000 dieren kan worden aangegeven. Als de trend in toename zich voort zou zetten, zal de populatieomvang de onderste waarde van die range in 2002 en de bovenste waarde in 2007 bereiken. Mogelijk zullen dichtheidsafhankelijke factoren deze groei in de nabije toekomst iets doen afremmen. Tot op heden zijn hier echter geen aanwijzingen voor.

5.2 DE GROEI VAN DE ZEEHONDENAANTALLEN IN PERSPECTIEF

Door het multifunctionele gebruik van de internationale Waddenzee en de kustzone kan de groei van het aantal dieren op korte termijn conflicten geven met medegebruikers. Met name kan er een conflict om ruimte ontstaan. Door de groeiende recreatiebehoefte zal de vraag naar ruimte continu toenemen en het ruimtebeslag toenemen. Die ruimte zal een steeds grotere overlap vertonen met de rustgebieden van de zeehonden. Het beheersvraagstuk dat zich aandient is hoe zware conflicten kunnen worden vermeden met als uitgangspunt dat de natuurlijke ontwikkeling van de zeehondenpopulatie gewaarborgd zal blijven. Dit vereist een gewogen, flexibel beheer van de Waddenzee. Het oplossen van toekomstige problemen is echter niet mogelijk zolang het aan kennis over gedetailleerde habitateisen van de dieren ontbreekt.

5.3 RUIMTEGEBRUIK IN DE WADDENZEE

In het kader van het voorzorgsprincipe werden tot nu toe de meeste ligplaatsen van zeehonden, vooral als op die plekken jongen worden geboren, in de kritieke voortplantings- en verharingsperiode gesloten voor publiek. Hierbij is het tot nu toe niet noodzakelijk geweest de keuze van deze gesloten gebieden te verbinden aan de “kwaliteit” van de ligplaatsen voor de zeehonden. De kennis om te bepalen welke ligplaatsen belangrijker zijn voor de populatie dan anderen ontbreekt. Het is echter te verwachten dat in de nabije toekomst het aantal ligplaatsen zo groot wordt dat besloten wordt een aantal ligplaatsen niet of minder te beschermen. Alleen dan kan “medegebruik” door bijvoorbeeld recreanten gehandhaafd worden en wellicht zelfs groeien. Om de keuze van te beschermen ligplaatsen mogelijk te maken is enerzijds goede kennis nodig van de eisen van zeehonden voor bepaalde gebieden en anderzijds duidelijkheid over het beoogde “medegebruik”.

Het door ALTERRA getrokken trilaterale project **SARDINES** (*Seals And Recreational Demands IN the Wadden Sea Estuary*) is erop gericht de toekomstige eisen van de twee gebruikers, zeehond en mens, naast elkaar te zetten. Het voorziet in het identificeren van parameters die als kwantificeerbare en objectieve maat voor verstoring bij zeehonden kunnen dienen. Met dit ontwikkelde instrumentarium kunnen vervolgens scenario's worden opgesteld voor nieuwe indelingen van de internationale Waddenzee en bepaalde beheerskeuzes worden geëvalueerd. Hiermee kan de vraag omtrent de haalbaarheid ervan t.a.v. ecologische aspecten en acceptatie vanuit de maatschappij worden beantwoord.

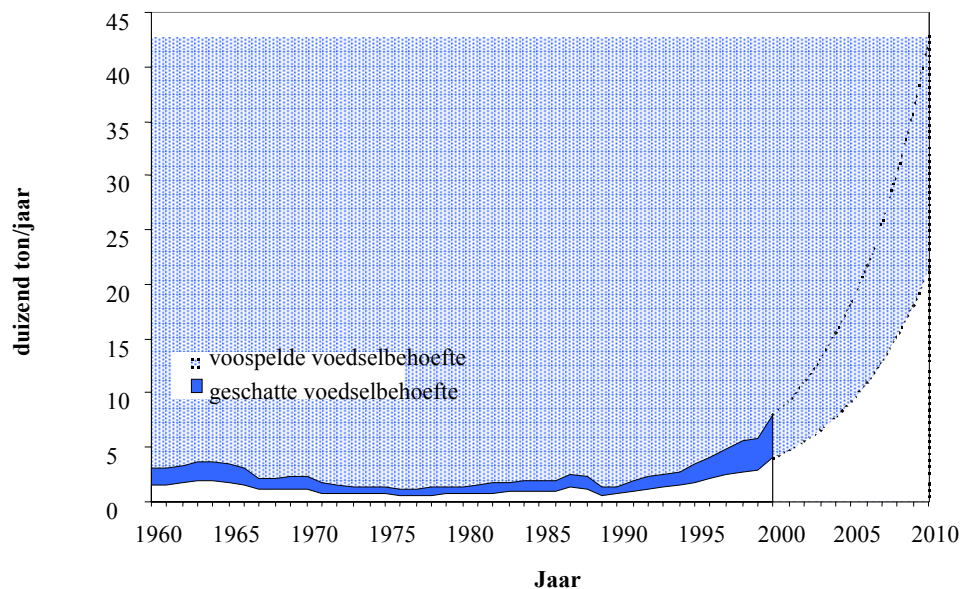
De potentiële effecten van verstoring op de zeehonden, en vooral het meten daarvan bij toekomstige veranderingen in bescherming, staan centraal in dit probleem. Op dit ogenblik ontbreekt het aan twee elementen. Ten eerste is er (ook voor andere taxa) geen kwantificeerbare en objectieve maat voor verstoring. Hier wordt voorgesteld om via een experimentele aanpak de fysiologische respons van zeehonden op verstoring te meten. Daarmee komt

een set van fysiologische parameters beschikbaar, die onmisbaar zijn voor het bepalen van verstoringseffecten in het veld. Daarmee kunnen afgewogen besluiten worden genomen over een herindeling, op basis van functionele kwaliteit, van beschermde gebieden voor zeehonden. Ten tweede is er geen goede beschrijving van de, voor zeehonden belangrijke, huidige verstoringdruk en kwantificering van de toekomstige groei hierin.

5.4 VOEDSELCONCURRENTIE IN DE ZUIDELIJKE NOORDZEE EN WADDENZEE

Aan de hand van dieren in gevangenschap kan worden geschat dat de dagelijkse voedselbehoefte van gewone zeehonden tussen 3 en 6% van hun lichaamsgewicht bedraagt. Dit is gebruikt om een schatting te maken van de voedselbehoefte van de dieren uit de Nederlandse Waddenzee (fig 5.2.).

*Figuur 5.2:
Geschatte
voedselbehoefte
van de
zeehonden-
populatie in de
Nederlandse
Waddenzee, en
voorspelling van
de
voedselbehoefte
tot 2010.*



In de zomer van 2000 werden in de gehele, internationale Waddenzee 17000 dieren geteld, dit komt overeen met een voedselbehoefte voor de totale huidige populatie van tussen de 30 en de 60 duizend ton per jaar. Het niet verwonderlijk dat in Duitsland, in Denemarken en in mindere mate in Nederland de visserijsector zich over de mogelijke concurrentie van deze dieren begint uit te spreken. Gezien de voorspelde explosieve groei van de populatie zal deze zorg zeker toenemen en de tolerantie van de sector voor deze dieren wellicht afnemen.

Echter, de dieren vormen niet noodzakelijkerwijs een bedreiging voor de vissers omdat zeer goed mogelijk is dat de overlap tussen hun prooi-soorten en die van de vissers gering is. Maar gegevens over de voedselkeuze van de zeehonden en de hoeveelheid vis die ze eten ontbreken. Dit maakt het onmogelijk de mate van overlap te bepalen.

Het Alterra-RIVO project **SEA(L)FOOD** (*SEALs and Fisheries' Opposition to their Diet*) heeft tot doel de voorkeuren van de zeehonden te identificeren en de mate van overlap met de visserij te bepalen. Hierbij gaat het om een nauwe trilaterale samenwerking tussen zowel de visserijinstituten als de

zeehondenspecialisten. In Nederland zal dit in eerste instantie een samenwerkingsproject zijn tussen Alterra en RIVO. In dit verband wordt ook de mogelijke ruimtelijke en temporele overlap tussen de visserijinspanningen en het foerageergedrag van de dieren onderzocht. Analyses van de maaginhoud van aangespoelde dode dieren kan maar in zeer beperkte mate bijdragen tot dit project, aangezien dit veelal zieke dieren betreft met afwijkend eetgedrag. Ook worden er in de Waddenzee zelden uitwerpselen van de dieren aangetroffen die aanwijzingen kunnen geven over de voedselkeuze. Daarom zal in het project **SEA(L)FOOD** ten eerste een diervriendelijke methode voor dieetonderzoek aan zeehonden aangepast moeten worden voor de Waddenzee en aangrenzende kustwateren.

HOOFDSTUK 6: ETHIEK

Ronno Tramper & Bernice Bovenkerk,
Centrum voor Bio-ethiek en Gezondheidsrecht,
Universiteit Utrecht

&

Chris Pool,
KNAW

6.1 ROL EN PLAATS VAN DE ETHIEK

De rol van de ethiek in de discussie over de vraag hoe de zorg voor een gezonde zeehondenpopulatie gestalte dient te krijgen is vooral het identificeren van de normatieve vragen (waar liggen de keuzemomenten), het zo scherp mogelijk formuleren van die vragen en het verhelderen van de discussie erover door de argumentatie aan een analyse te onderwerpen. Daarnaast is het de taak van de ethiek om sterke morele intuïties van de betrokkenen (“Dit is onnatuurlijk; het moet stoppen” of “dit dier lijdt; ik moet helpen”) aan een nader onderzoek te onderwerpen door vragen te stellen als “waar komen die intuïties vandaan?” en “Blijven ze overeind als we er kritisch naar kijken?”.

Er kunnen in elk geval twee soorten normatieve vragen gesteld worden in de zeehondenkwesitie. De eerste is een zeer fundamentele vraag, namelijk: waarom is het waardevol of belangrijk om een gezonde zeehondenpopulatie te hebben in een gezond, zelfstandig functionerend ecosysteem? Een tweede, in de praktijk veel belangrijkere vraag, is: als dat belangrijk is, wat behoren we dan te doen en te laten om het voortbestaan van de zeehond in de Waddenzee veilig te stellen? Een voor de hand liggend, maar te gemakkelijk, antwoord is: ze met rust laten en hun leefgebied niet aantasten. De realiteit is natuurlijk dat de Waddenzee onderdeel is van een van de dichtstbevolkte landen ter wereld. Menselijk invloed is van oudsher duidelijk zichtbaar en zelfs met veel goede wil nauwelijks vermijdbaar. Daarmee wordt het ook onvermijdelijk om de normatieve vraag te stellen of wij verplichtingen hebben ten opzichte van de zeehondenpopulatie en individuele zeehonden, die verder gaan dan de zeehond met rust laten. Een van de meest pregnante vragen in de maatschappelijke discussie is welke morele verplichtingen wij hebben ten opzichte van individuele dieren die in nood zijn: helpen of met rust laten? Aan dit tweede, een complex van meer praktisch ethische vragen rondom de zorg die vereist is, wordt in dit stuk de meeste aandacht besteed.

6.2 HET BELANG VAN EEN GEZONDE ZEEHONDENPOPULATIE: DE TERM INTRINSIEKE WAARDE

Het lijkt misschien vragen naar de bekende weg, maar waarom is het van belang om een gezonde zeehondenpopulatie te hebben in een Waddenzee met een gezond ecosysteem? Waarom zouden we van de Waddenzee niet gewoon één grote jachthaven en recreatiegebied maken, met hier en daar een wat rustiger stuk waar bij wijze van toeristische attractie met kunst en vliegwerk (bijvoeren en opvang) een kleine populatie zeehonden in leven gehouden wordt? Wat is daar mis mee?

In de natuur- en milieufilosofie is het gangbare antwoord op deze vraag dat een gezond, zelfstandig functionerend ecosysteem met een gezonde zeehondenpopulatie *intrinsieke waarde* heeft, los van een eventuele instrumentele waarde¹. Dat is vanzelfsprekend geen objectieve, controleerbare eigenschap. Het is echter ook geen volstrekt subjectief oordeel, maar een intersubjectief gegeven. Daarmee wordt bedoeld dat de opvatting dat het voortbestaan van een soort als de zeehond belangrijk is, los van de vraag of dat nut heeft voor de mens, een breed gedeelde opvatting is. Veel mensen hebben nog nooit een wilde zeehond of een walvis gezien en hebben ook geen plannen om te gaan kijken, maar vinden het desondanks belangrijk dat dergelijke soorten blijven bestaan. De wetenschap dat de zeehond er is, is voor hen kennelijk voldoende. Vandaar dat men spreekt over “intrinsiek” of “in zichzelf” waardevol. Dat de zeehond als soort en de Waddenzee als natuurgebied intrinsieke waarde hebben is dus eerder een uitgangspunt, dat aan de basis ligt van een project als dat van het zeehondenplatform, dan een conclusie die een onderbouwing behoeft.

De zeehond als soort in de Waddenzee heeft daarnaast ook een *instrumentele waarde* voor het natuurbeheer. De zeehond, als predator aan de top van de voedselketen, is een indicatorsoort. Eenvoudig gezegd: als het goed gaat met de zeehond, dan gaat het goed met de Waddenzee als natuurgebied.

6.3 EMPIRISCHE GEGEVENS EN NORMATIEVE VRAGEN IN DE ZEEHONDENDISCUSSIE

De empirische gegevens die het Zeehondenplatform heeft geïnterviewd, over de omvang van de populatie, de draagkracht van het leefgebied, de visstand, foerageergebieden, virologie en immuno- en reproductietoxicologie, zijn van groot belang voor het beantwoorden van de vraag hoe de populatie er voor staat. Over de methode van inventariseren van aantallen en over de interpretatie van resultaten van empirisch onderzoek kan men echter sterk van mening verschillen. Zonder de wetenschappelijke integriteit van de betrokkenen in twijfel te trekken, kan gesteld worden dat het bijna onvermijdelijk is dat de keuze van methoden en de interpretatie en selectie van gegevens gestuurd worden door reeds bestaande normatieve opvattingen.

Dit is het eenvoudigst te illustreren aan de hand van normatieve opvattingen over de wenselijkheid en noodzaak van opvang van zeehonden op de manier waarop dat nu gebeurt. Iemand die met hart en ziel bezig is met de opvang van zeehonden en ervan overtuigd is dat het een morele plicht is om dieren in nood te helpen, zal er vooral de nadruk op leggen dat er veel zieke dieren binnengebracht worden, dat er nog veel vervuiling en verstoring is en dat er maar *dit* hoeft te

¹ Voor een meer gedetailleerde bespreking van het begrip “intrinsieke waarde” wordt verwezen naar Brom 1997, pag. 80 e.v.

gebeuren of er breekt een nieuwe epidemie uit. Iemand die daarentegen het “geknuffel met wilde dieren” verafschuwt, zal wijzen op de sterk gegroeide aantallen, op de afname van de vervuiling en op het feit dat het vrij gewoon is dat in een wilde populatie een groot deel van de jonge dieren al in het eerste jaar sterft². Het is al gezegd, dit hoeft niet zozeer te wijzen op een gebrek aan integriteit van de deelnemers aan de discussie, maar eerder op hun sterke betrokkenheid bij de problematiek. Het zegt bovendien iets over de ruimte die er is bij het interpreteren van de empirische gegevens. Feiten en interpretaties zijn niet zo eenvoudig van elkaar te scheiden. De weergave van een feit, in woorden, cijfers of een grafiek, is *altijd* een interpretatie van de werkelijkheid.

Er kunnen aan de hand van dit voorbeeld drie voorlopige conclusies getrokken worden. Ten eerste is het waarschijnlijk niet zinvol om tot in het oneindige te blijven zoeken naar empirische gegevens die de discussie kunnen beslechten. Hoe meer gegevens, des te meer verwarring. Het inventariseren van gegevens zal zeer gericht moeten gebeuren. Ten tweede vormt dit een groot praktisch obstakel voor het aan de orde stellen van de normatieve vragen waar het echt om gaat. Zolang er over de feiten wordt getwist, wordt er niet gepraat over de keuzes die gemaakt moeten worden. Ten derde is het zo dat de grote mate van betrokkenheid van de deelnemers aan de discussie niet bevorderlijk is voor een goed verloop van die discussie. Er spelen te veel belangen en persoonlijke voorkeuren mee die in een “ideale ethische discussie” eigenlijk buiten beschouwing zouden moeten blijven (het gaat uiteindelijk om het wel en wee van de zeehond, als individu en als populatie)³.

Zelfs als we dit, overigens zeer grote, praktische probleem buiten beschouwing laten en even aannemen dat men het over de methode van inventariseren en interpreteren van alle empirische gegevens eens kan worden, dan kan men hooguit gezamenlijk concluderen dat het op dit moment goed gaat met de populatie (of juist dat de populatie nog steeds kwetsbaar is). Over de vraag hoe de zorg voor de zeehonden(populatie) in de Waddenzee gestalte dient te krijgen zegt dat echter niet zo veel als we graag zouden willen. Als we teruggaan naar het voorbeeld van de opvang van zeehonden, dan zou uit de constatering dat de populatie floreert bijvoorbeeld volgen dat opvang

² De gebruikte termen en argumenten zijn opgetekend tijdens gesprekken in het veld (kwalitatief empirisch onderzoek) waarvan de resultaten nog gepubliceerd zullen worden in een rapport van de onderzoeksgroep dier- en natuurethiek van het Centrum voor Bio-ethiek en Gezondheidsrecht van de Universiteit Utrecht, dat in de eerste helft van 2001 zal verschijnen. Dat rapport heeft betrekking op het handelen ten aanzien van dieren in het wild en concentreert zich vooral op vragen die te maken hebben met het bieden van hulp aan dieren in (of afkomstig uit) het wild. Om die reden wordt vooral de opvang van zeehonden in deze tekst als voorbeeld gebruikt.

³ In een rapport van de onderzoeksgroep dier- en natuurethiek van het Centrum voor Bio-ethiek en Gezondheidsrecht van de Universiteit Utrecht, dat in de eerste helft van 2001 zal verschijnen, zal ook deze problematiek geanalyseerd worden. Het voeren van een ethische discussie met deelnemers die sterk betrokken zijn, die sterke persoonlijke voorkeuren hebben en onderling een slechte verhouding hebben is buitengewoon moeilijk. In een ethische discussie is namelijk verondersteld dat de deelnemers bereid zijn dergelijke overwegingen buiten beschouwing te laten en een zogenaamde “discussion on merits” te voeren.

niet langer noodzakelijk is om het voortbestaan van de populatie te garanderen (ook zonder opvang redt de zeehond het wel). Dat is een feitelijke conclusie. Er volgt niet uit dat opvang niet langer toelaatbaar is. Dat zou een normatieve conclusie zijn.

Als men zou willen beargumenteren dat opvang niet langer toelaatbaar is, dan zijn er aanvullende argumenten nodig. Bijvoorbeeld het argument dat opvang ook schadelijk kan zijn voor de populatie (in genetisch of virologisch opzicht). Houdbaarheid en gewicht van dat argument zullen opnieuw onderbouwd moeten worden met empirische gegevens. Het probleem is echter dat het in laatste instantie gaat om het doen van toekomstvoorspellingen op basis van fragmentarische gegevens. Er moeten zoveel aannames gedaan worden, dat slechts gesproken kan worden van een inschatting van de risico's. Ook die inschattingen worden onvermijdelijk gestuurd door bij de betrokkenen reeds bestaande normatieve opvattingen. Hier geldt *mutatis mutandis* hetzelfde verhaal als in de vorige alinea.

Stel dat men het erover eens wordt dat er een reëel gevaar bestaat dat men door opvang en herintroductie de populatie genetisch verzwakt of een nieuwe ziekteverwekker in de populatie introduceert, maar tegelijkertijd vaststelt dat de omvang van een dergelijke calamiteit en de kans dat die zich voordoet zeer waarschijnlijk niet groot is. Wat volgt daar dan uit? Op grond van de norm dat we de populatie niet in gevaar behoren te brengen, zou nu de conclusie getrokken kunnen worden dat we de opvang dienen te staken. Opvang is immers niet meer noodzakelijk om het voortbestaan van de populatie veilig te stellen en er zitten mogelijk ook, weliswaar geringe, risico's aan diezelfde opvang (nogmaals: dit zijn aannames!). Daarbij moet dan nog wel aangegeven worden dat vanuit de opvang aangevoerd zal worden dat dit argument nauwelijks enig gewicht heeft, daar men de voorzieningen en de deskundigheid in huis heeft om dergelijke calamiteiten te voorkomen.

6.4 TWEE PERSPECTIEVEN: ECO-ETHISCH EN DIER-ETHISCH

In de vorige paragraaf is de ethische problematiek rond de invulling van de zorg voor zeehonden uitsluitend bekeken vanuit het perspectief van de populatie, het zogenaamde eco-ethische perspectief⁴. De opvang van zeehonden is daarbij als voorbeeld gebruikt. Zolang het voortbestaan van de zeehondenpopulatie bedreigd wordt als gevolg van ernstige vervuiling en verminderd voortplantingssucces of als gevolg van een virusepidemie, kan de opvang rekenen op brede steun. In een dergelijke situatie telt immers elk individu. Het is echter zeer aannemelijk dat personen die bij die opvang direct betrokken zijn, dit niet uitsluitend doen om de populatie te redden, maar ook, of misschien wel juist, sterk begaan zijn met het lot van individuele

⁴ Wat dit perspectief inhoudt wordt o.a. nader uitgewerkt in de ethische richtlijnen van Staatsbosbeheer over de omgang met grote grazers in natuurgebieden (Uitg. Staatsbosbeheer 1999, pag. 29).

zeehonden in nood⁵. Zolang het voortbestaan van de populatie bedreigd wordt vormt dat geen probleem. Het opvangen en helpen van individuele zeehonden levert in die situatie immers tegelijkertijd een bijdrage aan het voortbestaan van de zeehond als soort in de Waddenzee. Nu het niet langer waarschijnlijk is dat opvang een essentiële bijdrage levert aan het voortbestaan van de populatie, komen personen die in de eerste plaats naar de opvang kijken vanuit het perspectief van het individuele dier (het dier-ethische perspectief) en personen die naar opvang kijken vanuit het perspectief van de populatie (het eco-ethische perspectief) tegenover elkaar te staan. Het is dus ook niet meer dan logisch dat degenen die sterk betrokken zijn bij opvang de nadruk vestigen op gegevens die erop wijzen dat de populatie nog steeds kwetsbaar is. Daarmee kunnen zij het draagvlak voor opvang van dieren immers vergroten.

Mensen die menen dat het bieden van hulp aan individuele dieren die in problemen geraakt zijn een morele plicht is, weten zich daarbij gesteund door een bepaling in de Gezondheids- en welzijnswet voor dieren (GWWD), die stelt dat “eenieder een hulpbehoevend dier de nodige zorg dient te verlenen” (art. 36). Hoewel deze wet in eerste instantie bedoeld is voor gehouden dieren, wordt juist van dit artikel gesteld dat het ook geldt voor **niet** gehouden dieren. Voor een nadere invulling van dit artikel is een grondige discussie nodig over de vraag wanneer een zelfstandig, in het wild levend dier “hulpbehoevend” genoemd kan worden en wat in een dergelijk geval de “nodige zorg” is. Het is niet de bedoeling van de wetgever geweest dat er een “Dierenartsen zonder grenzen” organisatie opgericht zou worden die alle oude, zieke en verzwakte dieren op gaat zoeken, opvangt en met de nieuwste veterinaire technieken behandelt, maar evenmin laat het artikel ruimte voor het achteloos voorbij lopen aan zwaar gewonde of ernstig zieke dieren wanneer men daarmee geconfronteerd wordt.

Het genoemde wetsartikel gaat over individuele hulpbehoevende dieren. De vragen die naar aanleiding van dit artikel gesteld kunnen worden met betrekking tot de zorg voor individuele dieren, kunnen echter even goed gesteld worden over de zorg voor de populatie. Wanneer is een populatie “hulpbehoevend” en welke invulling moet in dat geval gegeven worden aan de “nodige zorg”?

6.5 HULPBEHOEVEND

Het perspectief van de populatie

Vanuit het perspectief van de populatie kan gezegd worden dat alle inspanningen van de afgelopen decennia erop gericht zijn geweest om een zelfstandige, wilde zeehondenpopulatie voor het Waddengebied te behouden. Te snel concluderen dat de populatie hulpbehoevend is en dat er dus ingegrepen moet worden, zou het resultaat van die inspanningen teniet doen, omdat er dan van zelfstandigheid of

⁵ Recent door deze onderzoeksgroep gevoerde gesprekken met “mensen in het veld” wijzen in die richting. Zoals sommige mensen een sterke band met -of voorliefde voor- honden of paarden hebben, zijn er ook mensen die een sterke band met zeehonden hebben.

wildheid in feite geen sprake meer is. Men kan bijvoorbeeld de vraag stellen in hoeverre wij bereid zouden moeten zijn grote fluctuaties in de omvang van de populatie als gevolg van min of meer natuurlijke oorzaken in de komende jaren te accepteren. Het Waddengebied is een sterk dynamisch ecosysteem. Door extreme weersomstandigheden en veranderingen in de voedselsituatie in combinatie met verminderde weerstand tegen ziekteverwekkers zou de omvang van de populatie sterk kunnen fluctueren (bijvoorbeeld tussen 1500 en 5000). Zulke fluctuaties zijn op zichzelf geen uitzonderlijke situatie als we het vergelijken met andere diersoorten. Het broedsucces van bepaalde roofvogelsoorten in Nederland varieert zeer sterk, afhankelijk van de omvang van de muizenpopulatie. En de omvang van die muizenpopulatie fluctueert nog veel sterker. Toch zal men na alle inspanningen van de afgelopen jaren dergelijke fluctuaties in de omvang van de zeehondenpopulatie met angst en beven gadeslaan en geneigd zijn om in te grijpen. De vraag of men bereid is dergelijke fluctuaties (mogelijk zelfs crashes) te accepteren, of toch wil ingrijpen (vaccinatie, opvang), zal ook beantwoord moeten worden. Is de zeehondenpopulatie in een dergelijke situatie hulpbehoevend? Daarbij dient bijvoorbeeld rekening gehouden te worden met het feit dat het kunstmatig in stand houden van een relatief grote populatie, de populatie ook kwetsbaar en afhankelijk kan maken en dat terwijl de zelfstandigheid van de populatie nu juist een waardevol aspect ervan was.

Het perspectief van het individuele dier

Voor de beantwoording van de vraag wanneer een in het wild levend dier hulpbehoevend genoemd kan worden, kan een afweging gemaakt worden tussen enerzijds de verplichting om de zelfstandigheid of wildheid van het dier te respecteren en anderzijds de verplichting om leed te voorkomen. De gedachte achter deze benadering is dat onze primaire morele plicht ten opzichte van zelfstandige, in het wild levende dieren is om die dieren met rust te laten. Ze moeten hun eigen leven kunnen leiden. In het wild levend dieren kunnen ook ziek worden, oud worden of gewoon pech hebben. Hulp bieden in al die situaties kan gezien worden als een aantasting van hun zelfstandigheid. Als alle in het wild levende dieren kunnen rekenen op hulp van een dierenarts, dan zijn er in feite geen wilde dieren meer.⁶ Op grond van deze redenering valt er veel voor te zeggen om het ingrijpen te beperken tot calamiteiten en dan vooral die situaties waarin de verplichting om leed te voorkomen zeer zwaar weegt of waarin het leed duidelijk het gevolg is van menselijk falen (ernstig leed, verwondingen door scheepsschroeven, visnetten, olielozingen etc.). Er zouden dan meer precieze criteria voor ingrijpen geformuleerd moeten

⁶ Een nadere argumentatie voor “respect voor wildheid” als een belangrijk principe in onze omgang met in het wild levende dieren is bijvoorbeeld te vinden bij Norton 1995, pag. 105. In Keulartz *et al* 1998 wordt betoogd dat dit principe een belangrijke rol zou kunnen spelen bij het slaan van een brug tussen mensen die een dier-ethisch gezichtspunt innemen en mensen die een meer eco-ethisch gezichtspunt innemen (pag. 43).

worden, waaruit duidelijk blijkt dat men geprobeerd heeft recht te doen aan beide genoemde overwegingen: we behoren de zelfstandigheid van de dieren te respecteren, maar ook in bepaalde gevallen leed te voorkomen.⁷

Opgemerkt moet worden dat niet iedereen van deze redenering, waarin een sterke nadruk ligt op het respecteren van de zelfstandigheid van het dier, onder de indruk zal zijn. Men zal er op wijzen dat een zieke zeehond, die weliswaar niet ernstig lijdt, maar zonder hulp wel zal sterven, er weinig aan heeft dat zijn zelfstandigheid gerespecteerd wordt. Het resultaat daarvan is immers dat hij sterft. Respect voor zelfstandigheid is vooral van belang vanuit het perspectief van de mens. De mens vindt het van belang dat het dier een zelfstandig leven leidt. Het dier heeft die voorkeur niet.

De veronderstelling die achter deze tegenwerping ligt is dat iets alleen maar in het belang van een dier kan zijn, als het dier er zelf iets van merkt of zelf een bepaalde voorkeur heeft. Het gaat in deze redenering uitsluitend om wat het dier ervaart. Het probleem van die opvatting bij wilde dieren is dat bijna alle in het wild levende dieren in hun leven episodes meemaken waarin het minder goed met ze gaat (extreme koude in de winter, ziekte, voedselschaarste etc.). Als we deze redenering tot in het extreme doorvoeren dan zouden we de belangen van al deze dieren het beste dienen door ze (zonder ongerief) te vangen, luxueus te huisvesten en hoogwaardige voeding en verterinaire verzorging te bieden. In termen van welzijn voor het dier leidt dit tot een optimaal resultaat.

Los van de vraag of hier sprake is van een juiste interpretatie van het begrip welzijn, komt ook de vraag op of deze dieren in hun luxe gevangenis wel floreren. Ze krijgen niet de kans om zich te ontplooien als een zelfstandig exemplaar van hun soort. En is dat niet evenzeer in hun belang? Hebben ze niet meer belangen dan alleen maar gevrijwaard blijven van ongerief en een zo aangenaam mogelijk bestaan leiden?

De vraag is dus niet zozeer of respect voor de zelfstandigheid van het dier een rol mag spelen bij de afweging die men maakt als men voor de vraag staat of aan een individueel dier hulp geboden zou moeten worden. Daar kun je eigenlijk niet omheen. De vraag is eerder welk gewicht daaraan toegekend moet worden in de afweging. Wanneer weegt de verplichting om leed te voorkomen zwaarder dan de verplichting om de zelfstandigheid van het dier te respecteren? Bij het maken van afspraken over criteria voor opvang zal men op dat punt consensus moeten bereiken of in elk geval bereid moeten zijn tot een compromis te komen.

⁷ Bij Staatsbosbeheer (en bijvoorbeeld ook bij Natuurmonumenten) zijn richtlijnen opgesteld voor het omgaan met zelfstandig levende dieren in natuurterreinen van deze organisaties, waarin een belangrijke plaats is ingeruimd voor de vraag wanneer ingegrepen kan of moet worden ten gunste van individuele dieren. Men zou voor het opstellen van criteria te rade kunnen gaan bij deze richtlijnen, met daarbij de aantekening dat er een verschil is tussen de Oostvaardersplassen en de Waddenzee en tussen zeehonden en grote grazers. (Uitg. Staatsbosbeheer 1999, pag. 14-20)

6.6 DE NODIGE ZORG

Het perspectief van de populatie

In de vorige paragraaf is het al opgemerkt: ook wilde dieren kunnen zonder dat iemand daar schuld aan heeft ziek worden, hun jongen uit het oog verliezen en uiteindelijk dood gaan, maar in het geval van de zeehond in de Waddenzee is het op zijn minst aannemelijk, dat in relatief veel gevallen verstoring, vervuiling en problemen met betrekking tot de voedselsituatie bijdragen aan de problemen van de dieren. De morele “zorgplicht” voor de populatie houdt in de eerste plaats in dat er maatregelen genomen moeten worden om dergelijke schadelijke invloeden terug te dringen. Daarmee kan voorkomen worden dat er zich al te snel weer situaties voor zullen doen waarin men voor de vraag komt te staan of er ten gunste van de populatie ingegrepen zou moeten worden. Men zal dan bovendien minder vaak dieren aantreffen die door menselijk invloeden in problemen zijn geraakt en dus minder vaak voor de vraag staan of het nodig is om hulp te bieden aan individuele dieren.

Dat neemt niet weg dat er zich ook in de toekomst, zelfs als de schadelijke invloeden voor een groot deel zijn teruggedrongen, calamiteiten, zoals een epidemie, voor kunnen doen waardoor de zeehondenpopulatie in de Waddenzee ernstig in gevaar zou kunnen komen. Is er in dat geval reden tot ingrijpen om het voortbestaan van de populatie veilig te stellen? Een combinatie van opvang, onderzoek en vaccinatie van individuen ligt voor de hand. Maar is dat ook gewenst of een morele plicht?

Het uitsterfrisico van de gewone zeehond is gespreid over een aantal populaties. Als de zeehond tijdelijk uit de Waddenzee zou verdwijnen, maar die Waddenzee nog wel een geschikte biotoop is, dan zal de zeehond het gebied ongetwijfeld op termijn opnieuw koloniseren. Ingrijpen is dan dus niet noodzakelijk, maar het is de vraag of er iets tegen is om het zekere voor het onzekere te nemen en toch in te grijpen. De kans dat dat kwaad kan is gering. Als de biotoop niet langer geschikt is, hetzij door schadelijke menselijke invloeden, hetzij door natuurlijke oorzaken, dan is ingrijpen vechten tegen de bierkaai. Komt het door natuurlijke oorzaken dan zal dat na enkele keren vanzelf duidelijk worden. Ook dan ligt het niet voor de hand om al direct de eerste keer de handdoek in de ring te werpen. Komt het door schadelijke menselijke invloeden, dan is een combinatie van het verder terugdringen van die invloeden en ingrijpen ten gunste van de populatie de meest voor de hand liggende oplossing, met dien verstande dat je niet kunt blijven ingrijpen en dus *vooral* iets aan de oorzaken zult moeten doen.

Het perspectief van het individuele dier

Er zullen altijd gevallen blijven waarin men geconfronteerd wordt met individuele dieren die ziek zijn, gewond zijn, hun moeder kwijt zijn of stervende zijn. In de vorige paragraaf is betoogd dat die dieren niet altijd hulpbehoevend genoemd zouden moeten worden. Op basis van de daar gevolgde redenering zou ingrijpen eigenlijk beperkt moeten worden tot die situaties waarin de verplichting om leed voor het dier te voorkomen zwaarder weegt dan de plicht om de zelfstandigheid van het dier te respecteren. Dat is in elk geval zo wanneer er sprake is van ernstig leed of duidelijk door mensen veroorzaakte problemen.

Voor de beantwoording van de vraag welke invulling gegeven zou moeten worden aan de “nodige zorg” in die gevallen, kan een meer pragmatische benadering gekozen worden. Er zal per dier dat aan de criteria voor ingrijpen voldoet, ingeschat moeten worden hoe groot de kans is op herstel en hoe ingrijpend de behandeling is die het dier zal moeten ondergaan. Herstel ten koste van veel leed tijdens de behandeling, waarna het dier de rest van zijn leven in een bassin door moet brengen, lijkt moeilijk te rechtvaardigen. In zulke gevallen moet een dierenarts gewoon beoordelen of opvang en behandeling zinvol zijn en eventueel besluiten het dier pijnloos te doden. Niet alle goedbedoelde pogingen om het leed van individuele dieren te verzachten zijn goed voor het dier. In omstandigheden waarin de populatie ernstig bedreigd wordt, is het misschien nog te rechtvaardigen dat men ten koste van veel leed individuele dieren toch maar opknapt en weer loslaat. Als de populatie niet bedreigd wordt, zijn daar echter geen overtuigende argumenten meer voor. In de huidige omstandigheden moet opvang in het belang zijn van het individuele dier en mag het de populatie niet in gevaar brengen.

Er zullen zich echter ongetwijfeld gevallen blijven voordoen waarin het publiek aandringt op het bieden van hulp of zelf dieren aanbiedt voor opvang, in situaties waarin het bieden van hulp, kijkend naar de criteria, beter achterwege had kunnen blijven. Het is de vraag of er dan zoveel tegen is om de dieren toch op te vangen, te behandelen en weer los te laten nadat ze hersteld zijn. Als men binnen bepaalde randvoorwaarden opereert en zich daaraan houdt, dan hoeft dat ook niet schadelijk te zijn. Er zijn op het eerste gezicht geen doorslaggevende redenen om het helemaal te verbieden.

Daar komt bij dat het bieden van hulp en opvang aan individuele zeehonden een aantal bijkomende voordelen heeft, die opvang zouden kunnen rechtvaardigen. De twee belangrijkste daarvan zijn de volgende. Ten eerste heeft de opvang van zeehonden enorm bijgedragen aan de bewustwording bij de bevolking met betrekking tot de milieuproblematiek en het belang van natuurbehoud. De publicitaire waarde ervan kan nauwelijks worden overschat. De zeehond is de ambassadeur van het Waddengebied en de opvang maakt zowel die zeehond, als de problemen die er nog steeds zijn, zichtbaar voor een groot publiek. De opvang moet echter wel geloofwaardig blijven. In dat verband kan gewezen worden op de mislukte pogingen om de zeearend (door deze te introduceren) tot ambassadeur van de

natuurontwikkeling in het rivierengebied te maken. Het publiek is kritisch genoeg om een onderscheid te maken tussen PR-beleid en oprechte betrokkenheid bij dieren en natuurbehoud.

Ten tweede biedt de opvang mogelijkheden om onderzoek te doen en de gezondheid van de populatie te “monitoren”. Het combineren van opvang en onderzoek is vanuit ethisch gezichtspunt enigszins problematisch. Opvang is in de huidige omstandigheden vooral een poging om het individuele dier te helpen. Onderzoek aan de opgevangen dieren is daarentegen vooral in het belang van de populatie en eventueel het natuurbeheer. Als dergelijk onderzoek ten goede komt aan de zeehondenpopulatie of bijdraagt aan een beter beheer van het Waddengebied dan is dat in principe wel te rechtvaardigen. Hierboven is tenslotte betoogd dat het ook een morele plicht is om kennis te verwerven die de leefomstandigheden van de populatie kan helpen verbeteren. Het is wel van belang dat het onderzoek dan zowel wetenschappelijk als ethisch zorgvuldig en onafhankelijk getoetst wordt.

Voor beide bijkomende voordelen van opvang geldt dat ze ook langs en andere weg te realiseren zijn. Strikt genomen zijn het geen argumenten voor opvang. Het genereren van publiciteit en een draagvlak voor natuurbehoud en het monitoren en onderzoeken van de zeehondenpopulatie hoeft niet persé langs de weg van opvang. Het is echter wel een praktische en sympathieke weg, die maatschappelijk gezien kan rekenen op enige steun. Als voorbeeld kan gegeven worden dat een alternatieve manier om de populatie te “monitoren”, het regelmatig vangen of schieten van dieren, op veel minder steun zal kunnen rekenen.

6.7 SAMENVATTING/CONCLUSIES

Uit de ethische analyse die is gemaakt van de vragen en argumenten rond het beheer van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee zijn drie conclusies naar voren gekomen:

1. Wat betreft de wetenschappelijke gegevens

* De beschikbare gegevens zijn niet allemaal even erg robuust en soms lastig te interpreteren. De relevantie en interpretatie ervan wordt sterk beïnvloed door de waarden en normen die de diverse betrokkenen hier zelf over hebben.

2. Wat betreft het beleid:

* De zeehondenpopulatie bevindt zich thans niet in een directe acute noodsituatie. Al zijn er met name bij een doorzettende groei van de populatie wel een aantal potentiële bedreigingen: contaminaties, voedsel situatie (parasieten, concurrentie met visserij) en verstoring door het toerisme. Er is behoefte aan een heroverweging van de grondslagen van de opvang van het beheer en een nadere onderbouwing hiervan. Hierin dienen naast wetenschappelijke inzichten ook concepten zoals intrinsieke waarde van het individuele

dier, respect voor wildheid, invulling van de wettelijke en ethische kaders rond 'hulpbehoevendheid en 'nodige zorg' alsmede de rol en de effecten van de opvang te worden betrokken.

3. Wat betreft de opvang:

* Aan de opvang en het uitzetten van zeehonden zullen technische/hygiënische/veterinaire alsmede ethische grenzen en voorwaarden moeten worden verbonden. Het verdient ook aanbeveling te onderzoeken of de opvangcentra naast de primaire rehabilitatie taak gericht op het welzijn van individuele dieren niet vanuit andere belangrijke motieven - wetenschappelijk, educatief - nuttige functies kunnen vervullen.

De aan deze conclusies gekoppelde onderzoeksvragen zijn:

Ad 1 Welke empirische onderzoeksvragen (in de sfeer van populatiebiologie, toxicologie etc.) zijn bij uitstek van belang voor de ethische discussie? Hoe pas je de resultaten van dat onderzoek (dus de feitelijke gegevens) in in het ethische debat?

ad 2 Wat is de morele betekenis is van de zeehondenpopulatie in een gebied als de Waddenzee: is die instrumenteel, intrinsiek of anderszins van aard en wat is daarbij de rol van overwegingen als 'respect voor natuurlijkheid', 'wildheid', 'integriteit'?

ad 3 Kun je op basis van de antwoorden op die eerste twee vragen antwoord geven op de vraag naar de wenselijkheid of toelaatbaarheid van de opvang (in verhouding tot andere beheersmaatregelen) voor het behoud van de populatie?

6.8 REFERENTIES

Brom, Frans W.A., Onherstelbaar verbeterd; biotechnologie bij dieren als moreel probleem (Assen 1997)

Keulartz, J, H vd Belt, B Gremmen, I Klaver en M Korthals, Goede tijden, slechte tijden; ethiek rondom grote grazers (Vakgroep toegepaste filosofie, Universiteit Wageningen, 1998).

Norton, Bryan G., 'A Broader Look at Animal Stewardship', in: Norton, Bryan

G. et al (eds.), Ethic

Tramper, R. e.a., Ethische richtlijnen; richtlijnen voor het omgaan met zelfstandig levende dieren in de terreinen van Staatsbosbeheer (Uitg. Staatsbosbeheer, Driebergen 1999)

HOOFDSTUK 7: VISIE OP DE NATUUR VAN DE WADDENZEE & OP HET BEHEER VAN ZEEHONDEN IN DE WADDENZEE

Hans Revier,
Waddenvereniging

&

Peter Reijnders,
Alterra

7.1 INLEIDING

Wie de verschillende discussies over het Waddenzee-beleid nauwlettend volgt komt al snel tot de conclusie dat bij de verschillende actoren onduidelijkheid blijkt te bestaan over de kwaliteit van het waddengebied en de beleidskeuzes die daarmee samenhangen. Dit blijkt o.a. uit discussies over het al dan niet ontpolderen, de noodzaak van het herstel van zoet-zout-overgangen, het al dan niet actief herstellen van mosselbanken en zeegravvelden en, last but not least, het beheer van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee. De diverse bij het Waddenzee-beleid betrokkenen lijken verschillend beoordelingskaders te hanteren en eigen ideeën te hebben over wat de natuur van de Waddenzee nu precies inhoudt.

Ook in de discussies over het beheer van de zeehondenpopulatie en het al dan niet voortzetten van de zeehondeopvang kunnen verschillende opvattingen t.a.v. de natuur van de Waddenzee onderscheiden worden. Het is daarom van belang uit te werken welke visie op de natuur gehanteerd wordt binnen het wetenschappelijke zeehondenplatform. Dit hoofdstuk is gebaseerd op a) de visie die in de jaren negentig binnen de Waddenvereniging is ontwikkeld als basis voor een beoordelingskader voor de kwaliteit van de Waddenzee, b) op natuurbeheersvisies ontwikkeld in het vakgebied natuurbeheer en ecologie, en die hun weerslag hebben gevonden in de beleidsvisies geformuleerd in meerjarenbeheersplannen door de centrale en regionale overheden in de landen grenzend aan de Waddenzee.

7.2 VISIEONTWIKKELING

Aan de doelstellingen voor natuur en landschap (ook van het waddengebied) ligt altijd een *natuurvisie* ten grondslag: hoe ziet men de natuur, waaraan hecht men waarde en hoe ziet men de relatie mens – natuur?

Een nadere beschouwing over een dergelijke visie is van belang als basis:

- voor het formuleren van een bewust, helder en samenhangend beleid
- voor het opstellen van een streefbeeld (ideale Waddenzee)

- voor het verhelderen van de gebruikte argumentatie bij keuzes
- voor het vergroten van de reactiesnelheid bij ingrepen en ontwikkelingen
- voor een consistente en democratische besluitvorming

Een dergelijke visie-ontwikkeling is in eerste instantie gebaseerd op de ecologie, maar vindt zijn basis tevens bij de menswetenschappen (psychologie, filosofie): hoe reageren mensen op hun natuurlijke omgeving? Een natuurvisie heeft n.l. ook te maken met de gevoelens en ideeën van mensen met betrekking tot natuur en landschap. Daarom is inzicht in de psychologische betrekkingen van mensen met hun natuurlijke omgeving een bruikbaar instrument bij het ontwikkelen van een visie.

Psychologisch onderzoek leert ons dat *waarnemen, denken en voelen* in het menselijke brein niet gescheiden zijn, maar een sterke overlap vertonen, waardoor 'objectieve waarneming' niet mogelijk is, evenmin als 'pure emotie'. Waarneming - ook van 'natuur' - is voor een groot deel interpretatie: mensen filteren de binnenkomende signalen, hechten er specifieke betekenissen (waarden) aan, associëren er vroegere ervaringen mee, organiseren de beelden, kiezen ervoor slechts aan bepaalde onderdelen aandacht te besteden en creëren zelf beelden. Leidt dit tot 'zoveel mensen, zoveel zinnen' als het gaat om natuurwaardering? Of zijn er overeenkomsten te vinden tussen (groepen) mensen, waardoor een gezamenlijke visie (van natuurbeschermers, andere gebruikers en overheid) mogelijk is?

Uit de literatuur blijkt dat in de eerste plaats de ideeën over 'natuur' te maken hebben met *aangeboren, onbewuste* voorkeuren, waarbij 'natuur' en 'natuurlijkheid' als globale en intuïtieve criteria worden gebruikt. De aangeboren voorkeur voor bepaalde landschapstypen zou te maken hebben met de overlevingskansen van onze primitieve voorouders.

Vervolgens ontstaat er echter een sterke differentiatie in deze voorkeuren bij verschillende groepen mensen als gevolg van verschil in *sociaal-culturele* omstandigheden. Deze voorkeuren berusten op (grotendeels) onbewuste associaties met 'wat men gewend is', 'wat men weet' en 'wat men ermee wil'. Zo kunnen mensen afhankelijk van kennis en achtergrond bijvoorbeeld hetzelfde bos als 'woud' of als 'plantage' ervaren. De criteria die men aanlegt voor de ideale of gewenste natuur berusten op de eigen en vaak cultureel bepaalde ervaringen.

Tenslotte kunnen mensen ook duidelijk omliggende, bewuste ideeën ontwikkelen over wat 'echte' en 'waardevolle' natuur is. De criteria die hierbij worden gehanteerd hebben naast een *filosofische* ook een *ecologische* achtergrond.

De drie verschillende sets criteria – de onbewuste, de sociaal-culturele en de filosofisch-ecologische – zijn echter nauw met elkaar verbonden.

In principe zullen bij één persoon de drie soorten criteria tot dezelfde voorkeuren en beoordelingen van 'natuur' leiden.

7.3 NATUURVISIE

Een natuurvisie kan niet een louter intuïtieve en cultureel bepaalde zijn, maar moet ook gebaseerd zijn op kennis van en inzicht in het waddenecosysteem. Door de huidige kennis van de werking van de (wadden)natuur is het duidelijk dat er in de natuur (van de Waddenzee) niet uitsluitend orde, regelmaat en voorspelbaarheid bestaat. De natuur blijkt ook een chaotische, niet-regelmatige of toevallige en onvoorspelbare kant te hebben. Dit zijn dan ook de twee kanten aan de (wadden)natuur: orde en chaos, wetmatigheden en toevalligheden. Bij de kwaliteitsbeoordeling en bij de bescherming van het waddengebied moeten deze twee kanten nadrukkelijk betrokken worden.

Hoewel oorspronkelijk het overheidsbeleid in het waddengebied nog sterk uitging van de kenbaarheid en beheersbaarheid van de natuur en zich dan ook vaste doelen en ideale toestanden stelde, zien we de laatste jaren een kentering optreden. De eigen dynamiek van de wadden wordt nu wel degelijk gewaardeerd en de doelen worden meer procesmatig geformuleerd. In de praktijk van het beleid grijpt men echter nog graag terug op de oude vertrouwde natuuropvatting en ook het publiek heeft de ommezwaai nog niet altijd gemaakt.

Uit deze natuuropvatting komt naar voren dat niet zozeer de knikkers (de specifieke soorten en habitats), maar het 'spel van de natuur' op zichzelf het belangrijkste aspect van de waddennatuur is. Het vrije verloop van de natuurlijke landschapsvormende processen staat dus voorop. Voor het waddengebied is het behoud van de 'natuurlijke processen' ook een eerste beleidsdoelstelling (PKB Waddenzee). Het is echter de vraag of de natuurlijkheid van de processen te duiden valt. Daartoe moeten we de vraag beantwoorden of er systematische verschillen – gevoelsmatige en objectieve – bestaan tussen natuurlijke gebieden en cultuurgebieden.

Aan het ene einde van het spectrum van natuurlijke en cultureel (kunstmatige) landschappen zitten de 'ongerepte gebieden' zonder gerichte menselijke beïnvloeding. Deze landschappen zijn het resultaat van een *niet-doelgerichte wisselwerking* van fysieke, chemische en biologische factoren. Zij krijgen hun vorm en dynamiek door een mengsel van enerzijds toevalsprocessen en anderzijds biologische, fysische en chemische wetmatigheden (de *autonomie*). Aan het andere uiteinde van het spectrum staan cultuurgebieden, die in hoge mate gevormd en aangestuurd worden vanuit het belangenpatroon van de menselijke samenleving. Waar natuurlijke landschappen voortdurend evolueren, hebben cultuurlandschappen een (voor de mens) ideale toestand.

7.4 NATUURLIJKHEID

Er zijn diverse redenen waarom een groot belang hecht moet worden aan de 'natuurlijke natuur' in het waddengebied.

Binnen Nederland en Noord-West Europa zijn gebieden die voor een groot deel bepaald worden door natuurlijke processen (relatief hoge mate van autonomie) zeldzaam. Alleen al vanuit het oogpunt van deze zeldzaamheid is de autonome natuurlijke dynamiek van belang.

Daarnaast bepaalt de mate van autonomie, c.q. natuurlijkheid, in hoge mate de beleving van een gebied. Gebieden waar de ordenende hand van de mens ontbreekt verschillen in hun ruimtelijke structuur, in de samenstellende onderdelen en in hun symbolische lading sterk van agrarische en stedelijke landschappen. In Nederland kan alleen in het waddengebied nog enigszins een wildernis-ervaring worden opgedaan. In dit gebied kan de mens zich, omgeven door zulke sterke natuurkrachten en met relatief weinig tekenen van menselijke techniek, nietig voelen. Hierdoor kan een verblijf in deze relatieve wildernis 'persoonlijke groei' en diepe gevoelens met zich brengen.

Ook heeft de mate waarin een gebied zich autonoom, c.q. natuurlijk kan ontwikkelen, vergaande invloed op de diversiteit van een gebied. De natuurlijke dynamiek heeft grotendeels het landschap van het waddengebied gevormd, met een karakteristieke variatie in leefmilieu's, die vervolgens weer de basis vormen voor een kenmerkende diversiteit in flora, fauna en habitats. Het belang van de natuurlijke dynamiek voor deze kenmerkende biodiversiteit is een derde reden om er zorgvuldig mee om te gaan.

Zo vinden we in de duinen een zeer grote afwisseling van natuurlijke patronen en processen op korte afstand, waardoor er een zeer grote en kenmerkende soortenrijkdom (biodiversiteit) is ontstaan. Behoud van deze rijkdom kan alleen plaatsvinden als de grote variatie in natuurlijke processen kan blijven bestaan. De mens kan dit regiem niet imiteren. Dat betekent: zo min mogelijk 'vastleggen' en voldoende ruimte voor vernieuwing, voor verstuiven, uitstuiven, sedimenteren en eroderen. Daar waar de processen het werk niet (meer) kunnen doen, grijpt de beheerder eventueel in.

Ook de natuurlijke patronen en processen in het intergetijdengebied staan garant voor een kenmerkende soortenrijkdom; niet zo zeer veel verschillende soorten per oppervlakte, maar wel grote aantallen per soort. En omdat het soorten en habitats betreft die afhankelijk zijn van de natuurlijke dynamiek van de Waddenzee, die zeldzaam is (geworden) op de wereld, zullen we t.b.v. het behoud van deze soorten en habitats (sterns, ganzen, zeehonden, interstitiële fauna, zeekat, kwelders, zeegrasvelden en mosselbanken), waarvoor Nederland vaak een internationale verantwoordelijkheid draagt, de natuurlijke dynamiek moeten handhaven.

Tenslotte zijn de natuurlijke landschapsvormen, als resultaat van de natuurlijke processen van grote esthetische waarde. Kunstenaars laten zich erdoor inspireren. Maar het betreft hier ook een 'aardkundig erfgoed'. In tegenstelling tot de Hollandse kust komt in het waddengebied de (zo goed als) volledige reeks van natuurlijke kustvormen, op alle schaalniveau's nog voor. Dit is van belang om de (ook menselijke) geschiedenis van het gebied te begrijpen.

7.5 UITGANGSPUNTEN VOOR HET BELEID EN BEHEER VAN ZEEHONDEN

De hoofddoelstelling voor de Waddenzee is de duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee als natuurgebied en het behoud van het unieke open landschap. Met betrekking tot de natuur is het beleid gericht op een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling van het ecosysteem. In de voorgaande gedeeltes zijn beschouwingen gegeven over de ontwikkelingen die hebben plaatsgevonden in het denken over natuurlijkheid. De daarin verwoorde opvattingen over natuurlijke ontwikkelingen van processen zijn grotendeels terug te vinden in de huidige wettelijke kaders die voor het waddengebied als geheel gelden. Dat zijn met name de PKB Derde Nota Waddenzee, de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening, het Structuurschema Groene Ruimte, de Natuurbeschermingswet en de Habitat- en Vogelrichtlijn. In deze beleidsnota's zijn afwegingskaders met criteria geformuleerd voor gebieden met de hoofdfunctie natuur (zoals de Waddenzee), om de afweging van belangen tussen natuur en landschap en andere functies te kunnen maken. Naast deze kaders zijn er wetten die specifiek voor dieren gelden zoals de Flora- en Faunawet en de Gezondheids- en Welzijnswet voor Dieren. Aangezien de Flora- en Faunawet geldt voor alle in het wild levende dieren en de Gezondheids- en Welzijnswet voor dieren die worden gehouden, zijn de criteria genoemd in de Flora- en Faunawet maatgevend voor de omgang met de zeehonden in de Waddenzee.

Wat betekent dit voorgaande in concreto voor het beheer van zeehonden?

De algemene kaders hebben als uitgangspunt dat het waddengebied primair beheerd moet worden als een natuurgebied, hetgeen zijn grondslag vindt in de visie dat een zelfstandig functionerend Waddenzee ecosysteem een eigen intrinsieke waarde heeft. In het Trilateraal afgesproken beleid is dat als volgt specifiek geformuleerd: "to achieve a natural and sustainable ecosystem in which natural processes proceed in an undisturbed way". Daaraan is voor de gewone zeehond toegevoegd te streven naar "viable stocks with a natural reproduction capacity and natural juvenile survival", en dat de standaard voor dat eco-target is "the absence of significant human impact on the population size".

Volgens criteria genoemd in de Flora- en Faunawet is ingrijpen in de huidige populatie wilde zeehonden niet mogelijk. De zorgplicht voor

dieren zoals genoemd in de Gezondheids- en Welzijnswet voor Dieren is niet van toepassing voor individuele dieren in natuurgebieden, aldus de voormalige staatssecretaris van LNV in antwoord op kamervragen.

Beide wetten geven dus geen aanleiding om in te grijpen in processen in de populatie. Mede gezien het streven naar ongestoorde processen zou het beheer van de gewone zeehondenpopulatie gebaseerd moeten zijn op een zo gering mogelijke bemoeienis van de mens met de diersoorten en processen voorkomend in het natuurgebied Waddenzee. Beheer hoeft zich slechts te richten op het voorkómen en bestrijden van negatieve invloeden van buitenaf. Bij het bestrijden van negatieve invloeden moet ook nadrukkelijk de hulp genoemd worden die soorten soms nodig hebben om slechte tijden door te komen (b.v. vogel- en zeehondenopvang). Dat kan nodig zijn als populaties onder een kritische grens komen: de minimum populatiegrootte die nodig is om voldoende genetische variatie te waarborgen en catastrofes te kunnen opvangen. Bij grote zoogdieren w.o. zeehonden, ligt de minimum populatiegrootte ter garantie op overleving op de korte en middellange termijn op 500 exemplaren. Voor de langere termijn garantie bedraagt die circa 5000 exemplaren (zie o.a. M.E. Soulé & B.A. Wilcox 1980. Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates Inc. Sunderland, USA.; P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & A. G. Brinkman 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. Alterra Rapport 078, ISSN 1566-7197, p. 25-26. Alterra, Wageningen). De zeehondenpopulatie in het internationale waddengebied is populatiegenetisch gezien een eenheid. Aangezien de huidige populatie op 25.000 dieren wordt geschat (zie hoofdstuk 1), is de populatie ruim boven de genoemde kritische grenzen.

Het is uiteraard duidelijk dat er momenteel op basis van voornoemde wettelijke kaders en verdere criteria geen enkele aanleiding is om in te grijpen in de Nederlandse zeehondenpopulatie. Niet ingrijpen betekent in dit verband dus ook dat de zeehond niet meer direct geholpen hoeft te worden omdat de populatie al ruim boven de gevarenzone zit en dat grote terughoudendheid betracht zou moeten worden bij het opvangen en weer vrijlaten van zeehonden.

Vanuit dat standpunt bezien concluderen wij dat het Waddengebied, en dus ook de zeehondenpopulatie, momenteel geen intern beheer nodig heeft, dat het beheer gebaseerd moeten zijn op een zo gering mogelijke bemoeienis van de mens met de diersoorten en processen voorkomend in het natuurgebied Waddenzee en het beheer zich slechts hoeft te richten op het voorkómen en bestrijden van negatieve invloeden van buitenaf.

HOOFDSTUK 8: INTERNATIONALE VERDRAGEN & AFSPRAKEN, NATIONALE WETGEVING & BELEID

Deniz Haydar, Rijksuniversiteit Groningen

8.1 INLEIDING

De Nederlandse Waddenzee in het algemeen en de zeehondenpopulatie in het bijzonder vallen onder verschillende internationale verdragen en afspraken. Deze verdragen vormen een leidraad voor de wetgeving, de inrichting van het gebied en het beheer, maar ook voor voorlichting, educatie en onderzoek. In dit hoofdstuk worden de internationale verdragen en afspraken en nationale wetten behandeld die betrekking hebben op de Waddenzee en de zeehond, evenals de manier waarop zij zijn uitgewerkt in het beleid.

8.2 INTERNATIONALE VERDRAGEN & AFSPRAKEN

Nederland is door het ondertekenen en ratificeren van verschillende internationale verdragen en afspraken de verplichting aangegaan passende en noodzakelijke maatregelen te treffen voor de instandhouding van in het wild voorkomende planten- en diersoorten en hun natuurlijk verspreidingsgebied.

World Heritage Verdrag

In 1972 werd tijdens een bijeenkomst van UNESCO in Parijs het Verdrag betreffende de bescherming van het cultureel en natuurlijk werelderfgoed opgesteld. Nederland heeft het verdrag in 1992 ondertekend. Het doel van dit verdrag is de bescherming van cultureel en natuurlijk erfgoed. De Waddenzee staat niet op de World Heritage lijst van natuurlijk erfgoed, maar delen van de Duitse Waddenzee wel. In de nieuwe Derde Nota Waddenzee (PKB deel 1, 2001) staat dat de wenselijkheid en de mogelijkheden voor het instellen van een internationaal park Waddenzee zullen worden verkend.

Agenda 21

Tijdens de VN Conferentie over Milieu & Ontwikkeling (UNCED, 1992) in Rio de Janeiro zijn verschillende verdragen gesloten. Eén daarvan is Agenda 21, waarvan hoofdstuk 5 handelt over de bescherming van de oceanen. Agenda 21 pleit voor de integratie van milieu en ontwikkeling, met als doel een welvarender toekomst voor iedereen. Eén van de onderdelen van die betere toekomst, die de lidstaten samen proberen te bereiken in een wereldwijd samenwerkingsverband voor duurzame ontwikkeling is een betere bescherming en beheer van ecosystemen.

Verdrag inzake Biologische Diversiteit

Tevens is op de VN Conferentie over Milieu & Ontwikkeling (UNCED, 1992) het Verdrag inzake de Biologische Diversiteit ondertekend door 168 landen, waaronder Nederland. Op 29 december 1993 is het Verdrag in werking getreden. Nederland heeft het Verdrag op 12 juni 1994 geratificeerd. Het Verdrag benadert het behoud van de nog resterende diversiteit van planten, dieren en habitats, het duurzaam gebruik en de adequate verdeling van lusten en lasten met betrekking tot alle vormen van biologische diversiteit. Het gaat om zowel biologische diversiteit in situ (natuurlijke omgeving) als ex situ (bijv. genenbank). Het Verdrag inzake Biologische Diversiteit is door Nederland uitgewerkt in het Strategisch Plan van Aanpak Biologische Diversiteit.

Verdrag van Ramsar

In 1971 werd in Ramsar (Iran) een Overeenkomst inzake watergebieden van internationale betekenis, in het bijzonder als verblijfplaats voor watervogels opgesteld. Tegenwoordig is er niet alleen sprake van bescherming van gebieden van belang voor watervogels, maar voor alle fauna en biodiversiteit in watergebieden in het algemeen. Dit verdrag wordt daarom aangeduid als het Wetlands-verdrag. In 1984 werd de Nederlandse Waddenzee op de Ramsar-lijst geplaatst.

Verdrag van Bonn

Met het Verdrag inzake de bescherming van trekkende wilde diersoorten (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, CMS/Bonn Conventie, 1979) wordt beoogd dat voor bedreigde migrerende soorten beschermingsmaatregelen worden genomen door landen die deel uitmaken van het verspreidingsgebied van de desbetreffende migrerende diersoort. Het verdrag is vanaf 1983 van kracht en is inmiddels door 74 landen, waaronder Nederland, geratificeerd. De Overeenkomst ter bescherming van zeehonden in de Waddenzee (zie verderop) valt onder dit verdrag.

Verdrag van Bern

Op Europees niveau is op 1 juni 1982 het “Verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun natuurlijk milieu in Europa” (Bern, 1979) in werking getreden. Dit verdrag is opgesteld door de Raad van Europa. Algemeen gezien verplicht het Verdrag de Verdragsluitende partijen, waaronder Nederland, tot het nemen van de nodige maatregelen en het voeren van een nationale politiek gericht op het behoud van wilde flora en fauna en hun natuurlijk leefgebied in Europa, daarbij bijzonder te letten op soorten die kwetsbaar zijn of op het punt staan uit te sterven (vooral endemische soorten) en te letten op bedreigde leefgebieden; het rekening houden met de bescherming van de wilde flora en fauna bij ruimtelijke ordening en milieubeleid; het bevorderen van educatie en voorlichting over de noodzaak van de bescherming van de wilde flora en fauna; het samenwerken op het

gebied van Europese natuurbescherming en het bevorderen van relevant onderzoek. De zeehond valt onder de beschermde diersoorten, de Waddenzee wordt gezien als een bedreigde habitat.

EU- Habitatrictlijn

In 1992 is de EU- Habitatrictlijn in werking getreden. Gebaseerd op het verdrag van Bern, richt de richtlijn zich op de bescherming van planten en dieren en hun leefgebieden in de Europese Unie. Daarnaast dienen habitats op grond van hun internationale betekenis beschermd te worden middels aanwijzing als speciale beschermingszones. Tezamen met de gebieden die vallen onder de Vogelrichtlijn zullen ze in de toekomst een netwerk van Europese natuurgebieden vormen: "Natura 2000".

De Waddenzee valt onder de "natuurlijke habitats van communautair belang voor de instandhouding waarvan aanwijzing van speciale beschermingszones vereist is". De zeehond staat op de lijst "dier- en plantensoorten van communautair belang voor de instandhouding waarvan aanwijzing van speciale beschermingszones vereist is", en valt niet onder de strikt beschermde soorten.

Pan-Europese Biologische- en Landschapsdiversiteit Strategie

Op de derde ministerconferentie "Environment for Europe" in Sofia in 1995 werd de Pan-Europese Biologische- en Landschapsdiversiteit Strategie door 54 landen, waaronder Nederland, vastgesteld. De strategie omvat een lange termijn visie en te realiseren doelstellingen voor de komende twintig jaar, evenals een actieplan voor de periode 1996-2000. In het actieplan wordt een aantal prioritaire thema's genoemd die met voorrang moeten worden uitgevoerd. Het betreft hier onder meer het opzetten van een adequate Pan-Europese implementatiestructuur, de ontwikkeling van nationale biologische diversiteitstrategieën, de realisering van een Pan-Europees Ecologisch Netwerk (EECONET) binnen tien jaar, integratie en draagvlak-vergrotingsacties en maatregelen op het gebied van landschap en Europees van belang zijnde ecosystemen en soorten.

Verdrag ter Bescherming van het Mariene Milieu van de Noordoost Atlantische Oceaan (OSPAR)

In 1992 werd in Parijs het Verdrag ter Bescherming van het Mariene Milieu van de Noordoost Atlantische Oceaan ondertekend. Dit verdrag is in feite een samenvoeging van het verdrag van Oslo (Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee ten gevolge van het storten uit schepen en luchtvaartuigen, 1972) en het Verdrag van Parijs (Verdrag ter voorkoming van verontreiniging van de zee vanaf het land, 1974), en heeft daarom de naam OSPAR gekregen. De Verdragsluitende Partijen achten het van wezenlijk belang te komen tot een duurzaam beheer van menselijke activiteiten zodat het mariene milieu het rechtmatig gebruik van de zee kan blijven dragen en kan blijven voorzien in de behoeften van de huidige en toekomstige generaties. Het Verdrag verplicht de partijen alle mogelijke

maatregelen te nemen om onder andere de verontreiniging van de zee te voorkomen of te beëindigen, de Partijen nemen daartoe afzonderlijk en gezamenlijk programma's en maatregelen aan en harmoniseren hun strategieën ten einde de gezondheid van de mens te beschermen en het mariene ecosysteem in stand te houden of, indien mogelijk, te herstellen. Recentelijk is een nieuwe annex aangenomen waarin het voornemen en maatregelen voor specifieke bescherming en het behoud van biodiversiteit in het mariene gebied worden beschreven.

MARPOL

Dit Verdrag ter Voorkoming van Verontreinigingen vanaf Schepen is aangenomen in 1971 en geamendeerd in 1978. Het doel is om het mariene milieu te beschermen door complete eliminatie van internationale olieverontreiniging en verontreiniging met andere stoffen en het minimaliseren van ongewilde lozing van stoffen.

Rijnverdrag

De Overeenkomst nopens de Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn tegen verontreiniging is in 1963 in Bern gesloten. Er werd een internationale Rijn Commissie geïnstitutionaliseerd, welke verantwoordelijk is voor het onderzoek naar verontreinigingen van de Rijn en het opstellen van beschermingsmaatregelen tegen verontreiniging. Er wordt gestreefd naar een terugdringing van de hoge zoutconcentraties in de Rijn en het stoppen van de verontreiniging met giftige, moeilijk afbreekbare en bioaccumulerende stoffen.

Eems-Dollardverdrag & Eems-Dollardmilieuprotocol

In 1960 werd door Nederland en Duitsland het Eems-Dollardverdrag ondertekend, waaruit later het Eems-Dollardmilieuprotocol voortkwam. De Verdragsluitende Partijen werken in de Eemsmonding samen op het terrein van water- en natuurbeheer. De samenwerking richt zich in het bijzonder op het behoud en de verbetering van de waterkwaliteit, de verbetering van de kwaliteit van sedimenten, het behoud, herstel en de verbetering van de ecologische functies (o.a. werp- rust en zooggebied voor zeezoogdieren) en de bescherming en het onderhoud van de natuurlijke en min of meer natuurlijke vegetatie in de Eemsmonding.

Overeenkomst ter Bescherming van Zeehonden in de Waddenzee

Mede door bezorgdheid naar aanleiding van de massale zeehondensterfte in 1988, hebben Nederland, Duitsland en Denemarken in 1990 een Overeenkomst ter bescherming van zeehonden in de Waddenzee gesloten (Zeehondenovereenkomst). De Zeehondenovereenkomst valt onder de auspiciën van het Verdrag van Bonn. De belangrijkste overeen gekomen zaken waren dat er een gezamenlijk plan voor bescherming en beheer van de zeehondenpopulatie zou worden opgesteld, gebaseerd op wetenschappelijke gegevens, dat er onderzoek en monitoring van de

zeehondenpopulatie plaats zou vinden, jacht verboden zou worden en verstoring en vervuiling tegen zouden worden gegaan. Hiertoe worden vijfjaren beheersplannen voor zeehonden opgesteld.

Trilaterale Regeringsconferenties over de Bescherming van de Waddenzee

Tijdens de 6^e Trilaterale Regeringsconferentie over de bescherming van de Waddenzee (Esbjerg 1991) werd het eerste Beschermings- en Beheerplan voor de Zeehondenpopulatie in de Waddenzee opgesteld waarin de bepalingen van de zeehondenovereenkomst werden uitgewerkt. Dit management plan werd herzien tijdens de 7e Trilaterale Regeringsconferentie over de bescherming van de Waddenzee te Leeuwarden in 1994. Daar is een aantal duidelijke afspraken gemaakt met betrekking tot het beheer van de zeehondenpopulaties in de Nederlandse, Duitse en Deense Waddenzee. Voor het beheer van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee is dit de belangrijkste internationale afspraak. De belangrijkste bepalingen uit de ministersverklaring zijn dan ook hieronder opgenomen. De regeringen van de lidstaten worden geacht de overeengekomen bepalingen te implementeren in hun nationale wetgeving en beleid.

De deelnemers zijn overeengekomen

- Te erkennen dat art. 6 van de Overeenkomst ter Bescherming van Zeehonden in de Waddenzee het vangen van zeehonden verbiedt en strikte uitzonderingsbepalingen omvat betreffende het vangen.
- Te benadrukken dat, zoals in het “Beschermings- en Beheersplan voor de Zeehondenpopulatie in de Waddenzee 1991-1995” is vastgelegd, vanuit biologisch en wildbeheerstandpunt de rehabilitatie en het opnieuw uitzetten van zeehonden niet nodig is.
- Kennis te nemen van de “Verklaring over Zeehondenopvang en Uitzetting, gebaseerd op wetenschappelijke ervaring en kennis” die opgesteld is door zeehondenexperts als basis voor het opstellen van richtlijnen voor het rehabiliteren en uitzetten van zeehonden. De Experts hebben geconcludeerd dat het rehabiliteren en uitzetten van zeehonden beter niet kan plaatsvinden, omdat zulks niet nodig is voor de populatie en er risico's aan verbonden zijn betreffende de introductie van pathogenen, antiselectie, een verminderde conditie en weerstand en het zich mengen van populaties.
- Te erkennen dat, sinds de Zeehondenovereenkomst, het huidige niveau van vangen hoger is dan kan worden gerechtvaardigd en dus:
- Het huidige aantal zeehonden dat wordt gevangen en uitgezet in de Waddenzee terug te brengen tot het laagst mogelijke niveau door het hanteren van richtlijn voor het omgaan met zieke of verzwakte

zeehonden of duidelijk in de steek gelaten jongen, en richtlijnen voor het uitzetten van zeehonden volgens het zorgbeginsel zoals genoemd in par. 58, welke zullen worden opgesteld in het kader van het Beschermings- en Beheersplan voor de Zeehondenpopulatie in 1996-2000. De richtlijnen zullen zijn gebaseerd op de volgende principes:

- slechts een zeer beperkt aantal personen in ieder land mag beslissen over de handelwijze met zieke of verzwakte dieren of in de steek gelaten jongen, inclusief het vangen en uitzetten van de dieren, en slechts die dieren mogen worden opgevangen die een kans hebben te overleven;
- gerehabiliteerde zeehonden worden slechts in het wild uitgezet, met een vergunning die door de nationale overheid verantwoordelijk voor natuurbescherming en –beheer wordt verleend, indien aan de volgende criteria is voldaan:
 - (i) de zeehond is niet behandeld met specifieke groepen van medicijnen die zijn gespecificeerd in het kader van het Beschermings- en Beheersplan voor de zeehondenpopulatie dat in 1995 zal worden geamendeerd;
 - (ii) de zeehond draagt geen pathogenen die niet bij de wilde populatie voorkomen;
 - (iii) de zeehond wordt zo spoedig mogelijk uitgezet maar niet later dan een half jaar nadat het dier is binnengebracht voor rehabilitatie;
 - (iv) de zeehond is niet gehouden in een centrum waar diersoorten worden gehouden die niet in de Waddenzee thuishoren, of zeezoogdiersoorten die niet in de Waddenzee voorkomen;
- zeehonden mogen alleen worden uitgezet in de gebieden waar zij zijn gevonden;
- zeehonden mogen niet van de ene Waddenzee-subregio naar de andere getransporteerd worden;
- zeehonden die in gevangenschap gehouden worden, zullen in principe niet in het wild uitgezet worden;
- zeehonden die in gevangenschap geboren zijn, zullen niet in het wild worden uitgezet; uitzonderingen kunnen alleen worden toegestaan na goedkeuring van de bevoegde overheden.
- Overeen te komen dat de principes en richtlijnen die zullen worden uitgewerkt, ook van toepassing zijn op de grijze zeehond.

- Het Beschermings- en Beheerplan voor de Zeehondenpopulatie in de Waddenzee, dat in 1995 zal aflopen, te amenderen voor 1996-2000 in het licht van de resultaten van het Gezamenlijke Trilaterale Zeehondenproject.

In 1997 werd tijdens de 8^e Trilaterale Ministerconferentie in Stade het 2^e Beschermings- en Beheerplan voor de jaren 1996-2000 aangenomen.

In oktober 2001 zal het Beschermings- en Beheerplan opnieuw worden herzien tijdens de 9^e Trilaterale Ministersconferentie.

8.3 NATIONALE WETGEVING

De lidstaten van internationale verdragen zijn verplicht de beschermingsmaatregelen voor soorten en habitats van de richtlijnen om te zetten in bindende nationale wetgeving. De verschillende verdragen, die door Nederland ondertekend zijn, zijn geïmplementeerd in onder andere de Natuurbeschermingswet en de Flora- & Faunawet. De Natuurbeschermingswet en de Flora- & Faunawet hebben betrekking op de bescherming van soorten. De bescherming van het individuele dier is vastgelegd in de Gezondheids- & Welzijnswet voor Dieren.

Soortenbescherming

Op basis van de vigerende Natuurbeschermingswet (1967), artikel 16 en artikel 17 (nieuwe Flora- & Faunawet artikel 19) of het Wetboek van Strafrecht artikel 461 (Artikel 461 van het Wetboek van Strafrecht handelt slechts over grondgebied, vandaar dat in de Natuurbeschermingswet artikel 17 is opgenomen) is een aantal gebieden in de Waddenzee gedurende het hele jaar gesloten voor publiek en visvaartuigen.

Vigerende Natuurbeschermingswet,

Artikel 16, lid 1: het is verboden een beschermd natuurmonument te verontreinigen, daarin planten, bloemen of takken uit te steken, te plukken, af te snijden of te vervoeren, dieren te verontrusten, te vangen of te doden of zulks te pogen of in het algemeen daarin schade aan de natuur toe te brengen.

Artikel 17: Het is verboden, zonder daartoe gerechtigd te zijn, zich te bevinden in of op een water, dat deel uit maakt van een beschermd natuurmonument, indien op duidelijk zichtbare wijze is kenbaar gemaakt, dat de toegang tot dit water verboden is.

In de nieuwe Natuurbeschermingswet (1998) is artikel 16 aangepast. De nieuwe natuurbeschermingswet is echter nog niet op alle punten in werking getreden.

Nieuwe Natuurbeschermingswet (1998)

Artikel 16, lid 1: Het is verboden zonder vergunning van gedeputeerde staten of van onze minister, in een beschermd natuurmonument handelingen te verrichten, te doen verrichten of te gedogen, die schadelijk kunnen zijn voor het natuurschoon, voor de natuurwetenschappelijke betekenis van het beschermd natuurmonument of voor dieren en planten in het beschermd natuurmonument of die het beschermd natuurmonument ontsieren, dan wel in strijd met de bij een vergunning opgestelde voorschriften of beperkingen handelingen te verrichten, te doen verrichten of te gedogen.

De gewone- en grijze zeehond zijn op basis van de Natuurbeschermingswet (artikel 22, lid 1b: Wij kunnen, de Natuurbeschermingsraad gehoord, bij Algemene Maatregel van Bestuur: een in Nederland in het wild voorkomende diersoort aanwijzen als beschermde diersoort) in 1973 als beschermde diersoort aangewezen. Op basis van artikel 24 is het verboden beschermde dieren te vangen, doden, (ver)kopen, te verontrusten of hun verblijf- en rustplaats te verstoren.

De nieuwe Flora- & Faunawet (1999) vervangt de op bescherming van soorten betrekking hebbende regels uit de Natuurbeschermingswet, de Vogelwet 1936, de Jachtwet, de Nuttige dierenwet 1914 en de Wet Beschermde uitheemse Dier- en Plantensoorten. De Flora- & Fauna wet is echter (grotendeels) nog niet in werking getreden. De zeehond is op basis van artikel 4 uit de Flora- & Faunawet een beschermde inheemse diersoort.

Flora- & Faunawet; Artikel 4

lid 1: Als beschermde inheemse diersoort worden aangemerkt:

a. alle van nature in Nederland voorkomende soorten zoogdieren, met uitzondering van gedomesticeerde dieren behorende tot bij algemene maatregel van bestuur aangewezen soorten en met uitzondering van de zwarte rat, de bruine rat en de huismuis

Het is verboden zeehonden te doden, te verwonden, te vangen, te bemachtigen of met het oog daarop op te sporen (artikel 9), tevens is het verboden zeehonden opzettelijk te verontrusten (artikel 10) en de vaste rust- of verblijfplaatsen opzettelijk te verstoren (artikel 11).

Zorgplicht

In de Flora- & Faunawet is een artikel over zorgplicht voor het individuele dier opgenomen

Flora- & Faunawet, Artikel 2

lid 1: Een ieder neemt voldoende zorg in acht voor de in het wild levende dieren en planten, alsmede voor hun directe leefomgeving.

lid 2: De zorg, bedoeld in het eerste lid, houdt in ieder geval in dat eenieder die weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat door zijn handelen of nalaten nadelige gevolgen voor flora of fauna kunnen worden veroorzaakt, verplicht is dergelijk handelen achterwege te laten voor zover zulks in redelijkheid kan worden gevegd, dan wel alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevegd teneinde die gevolgen te voorkomen of, voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen, deze zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken.

Het overtreden van deze zorgbepaling is niet strafbaar. In de Gezondheids- & Welzijnswet voor Dieren is een zorgbepaling opgenomen die wel strafbaar is. In principe doet de Gezondheids- & Welzijnswet voor Dieren alleen uitspraken over landbouwhuisdieren en gezelschapsdieren. Het gaat daarbij om het individueel gehouden dier. Bepalend criterium voor het onderscheid tussen gehouden en niet-gehouden dieren is of de mens beschikkingsmacht heeft over een dier. De beschikkingsmacht zal in de praktijk telkens aan de hand van de concrete omstandigheden van het geval moeten worden beoordeeld.

Belangrijke parameters zijn in dat verband de aard en de omvang van het terrein waar het dier zich in bevindt, de mate van domesticering/verwildering en de mate waarin het dier in staat is zichzelf in het betrokken ecosysteem in leven te houden zonder menselijk ingrijpen.

Er is hiermee een duidelijke afbakening gemaakt ten opzichte van de wetgeving die de soortenbescherming behelst of mede behelst. De soortenbescherming is primair gericht op de instandhouding van de verschillende diersoorten. De bescherming van het individuele dier geschiedt vanwege de bescherming van de intrinsieke waarde van het dier zelf en niet vanwege de waarde die het als dier voor de mens vertegenwoordigt.

In de Gezondheids- & Welzijnswet voor Dieren staat een artikel dat van toepassing is op alle dieren, gehouden en niet-gehouden, ongeacht het regime dat ingevolge de Flora- & Faunawet voor de betrokken dieren geldt:

Gezondheids- & Welzijnswet voor Dieren, Artikel 36

lid 1: Het is verboden zonder redelijk doel of met overschrijding van hetgeen ter bereiking van zodanig doel toelaatbaar is, bij een dier pijn of letsel te veroorzaken, danwel de gezondheid of het welzijn van het dier te benadelen.

lid 3: Eenieder is verplicht hulpbehoevende dieren de nodige zorg te verlenen.

Dit artikel, dat dierenmishandeling tegen gaat, is dus van toepassing op alle dieren, ongeacht of de dieren die worden mishandeld, worden gehouden of in de vrije natuur leven. Onder mishandeling wordt niet alleen verstaan het zonder doel of het disproportioneel toebrengen van letsel en het op dergelijke wijze benadelen van de gezondheid van het dier, doch ook het zonder doel of disproportioneel benadelen van het welzijn van het dier op andere wijze (MvA II blz 28).

Artikel 36, derde lid, is gericht op de zorgplicht en heeft geen nadere toelichting in de toelichting bij de Wet, doch kan in het licht worden gezien van het voorkomen van onnodig lijden of van onacceptabele pijn, zoals is geantwoord op eerdere kamervragen over de grote grazers in o.a. de Oostvaardersplassen. Bij de behandeling van de Gezondheids- & Welzijnswet voor dieren heeft staatssecretaris Gabor het volgende gezegd: “het gaat bijvoorbeeld om de zorgplicht voor een gewond dier dat zich in de directe nabijheid van een persoon bevindt. Je hebt daar een zorgplicht voor, ook al is het een in het wild levend dier. Je moet daar hulp aan bieden. Een individuele zorgplicht in de natuur is natuurlijk volstrekt ondenkbaar.”

In antwoord op kamervragen inzake het beleid met betrekking tot zeehonden heeft staatssecretaris Faber gezegd: “Ik acht het niet ingrijpen in natuurlijke processen, waaronder het ziek zijn en sterven van zeehonden in de Waddenzee, niet altijd strijdig met artikel 36, lid 3. De zorgplicht betreft vooral problemen als gevolg van menselijk ingrijpen, zoals verwonding door ongelukken. Maar ook bij calamiteiten zal per geval worden bezien of en zo ja, welk ingrijpen noodzakelijk is”.

8.4 BELEID

De hoofdlijnen van het rijksbeleid voor de Waddenzee zijn opgenomen in de nieuwe Derde Nota Waddenzee (planologische kernbeslissing deel 1, 2001). De hoofddoelstelling voor de Waddenzee is de duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee als natuurgebied en het behoud van het unieke open landschap. Om dit te bereiken is het beleid gericht op de duurzame bescherming en/of een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling van:

- de waterbewegingen en hiermee gepaard gaande geomorfologische en bodemkundige processen;
- de kwaliteit van water, bodem en lucht; de water- en bodemkwaliteit dient zodanig te zijn dat de verontreinigingen slechts een verwaarloosbaar effect hebben op flora en fauna,
- de flora en de fauna;

en tevens op behoud van:

- de landschappelijke kwaliteiten, met name rust, weidsheid, open horizon en natuurlijkheid.

Onder de wezenlijke kenmerken of waarden van de Waddenzee worden onder andere de werp-, rust- en zooggebieden van zeezoogdieren verstaan. Aantasting van de wezenlijke kenmerken of waarden wordt niet geaccepteerd omdat dit strijdig is met de hoofddoelstelling voor de Waddenzee.

Ter bescherming van flora en fauna zijn op basis van de Natuurbeschermingswet en de Flora- & Faunawet delen van de Waddenzee het gehele of een deel van het jaar gesloten voor menselijke activiteiten. De gebieden die gedurende het hele jaar gesloten zijn voor publiek en visvaartuigen zijn ZW-Balgzand, Normerven, de Schorren van de Eendracht, Griend, de Richel, Rottumerplaat, Rottumeroog en Punt van Reide. Van 15 mei tot 15 september zijn de belangrijkste ligplaatsen van de zeehond gesloten voor publiek, van 15 maart tot 15 augustus zijn ook de belangrijkste werp- en zoogplaatsen gesloten.

Voor de uitvoering van het beleid wordt door de rijksoverheid, de betrokken provincies en de wadgemeenten een Beheersplan Waddenzee opgesteld. In het Beheersplan wordt aangegeven wat er wel en niet mag in het wadengebied en waarom. Het Beheersplan wordt begeleid door het Maatregelenprogramma Waddenzee, waarin de eenmalige acties staan. Dat programma wordt jaarlijks aangepast. In het oude Beheersplan voor 1996-2001 staat dat met het oog op een natuurlijker ontwikkeling van de zeehondenpopulatie een terughoudend beleid wordt gevoerd ten aanzien van de opvang en het weer uitzetten van zeehonden. Dit is in overeenstemming met de afspraken die zijn gemaakt tijdens de Trilaterale Ministerconferentie in Leeuwarden (zie 8.2).

HOOFDSTUK 9: OPVANG VAN ZEEHONDEN

Thijs Kuiken, Zeehondencrèche Pieterburen

Jan Kuiper, EcoMare

Peter J.H. Reijnders, Han Lindeboom, Alterra Texel
Ab Osterhaus, Erasmus MC Rotterdam

9.1 Inleiding

Opvang en rehabilitatie van zeehonden is veelal ontstaan vanuit de behoefte om zieke en gewonde dieren te helpen. In een aantal gevallen is er bij de opvang van zeehonden nog een extra motief, namelijk het bijdragen aan de instandhouding van een populatie in een bepaald gebied. De opvang in Nederland en andere landen in de Waddenzee is duidelijk toegenomen in de periode dat het slecht ging met de populatie en heeft ook bijgedragen aan het herstel van de populatie in de periode 1975-1987 (Reijnders, 1996). Er zijn geen andere voorbeelden in de literatuur bekend van populaties zeehondachtigen die in stand zijn gehouden of vergroot zijn door opvang. Het opvangen en rehabiliteren wordt niet specifiek met zeehonden uitgevoerd, maar vindt tevens o.a. plaats met dolfinen, bruinvissen en andere zoogdieren en vogels. Opvang van zeehondachtigen is ook niet beperkt tot de Waddenzeelanden, maar wordt in vele landen door talloze organisaties ondernomen. Er zijn ten minste 97 organisaties in 23 landen die zeehondachtigen (zeehonden, zeeleeuwen, of walrussen) opvangen (website Seal Conservation Society: www.pinnipeds.fsnet.co.uk). Het aantal opgevangen zeezoogdieren varieert per organisatie van enkele tot ongeveer 1000 dieren per jaar. Sommige van deze organisaties, o.a. The Marine Mammal Center, Californië (www.tmmc.org), The National Aquarium in Baltimore, Maryland (www.aqua.org), Mystic Aquarium, Connecticut (www.mysticaquarium.org), en de Zeehondencrèche Pieterburen (www.zeehondencreche.nl), hebben een uitgebreid onderzoeksprogramma aan zeezoogdieren verbonden aan zeehondenopvang. Bij diverse organisaties bestaat grote zorg over de negatieve effecten van de opvang (Schwartz & Heidemann 1992; St. Aubin et al. 1996; Kuiper & Enemark 1996; Reijnders 1996; Tougaard 1996).

De praktijk van de opvang laat grote verschillen zien. Zieke zeehonden die worden gevonden op de kust worden door de drie Waddenzeelanden verschillend behandeld. In Denemarken wordt op gestrande zieke zeehonden euthanasie gepleegd. In Nederland worden ze in de zeehondenopvangcentra Zeehondencrèche Pieterburen (circa 90%) of EcoMare Texel (circa 10%) opgevangen, gerehabiliteerd, en weer uitgezet in de Waddenzee. In Duitsland verschilt de aanpak per deelstaat. In Schleswig-Holstein worden zeehonden die voor het

normale tijdstip van spenen van hun moeder gescheiden zijn ("huilers") opgevangen door het zeehondenopvangcentrum Friedrichskoog, terwijl op oudere dieren met ziekteverschijnselen euthanasie wordt gepleegd. In Nedersachsen zit de opvang qua aanpak tussen die van Schleswig-Holstein en Nederland in (Reijnders, Reineking, 1999), www.ecomare.nl, www.seehundstation-friedrichskoog.de, www.seehundstation.norddeich.de, www.zeehondencreche.nl, www.fimus.dk).

Tijdens de Trilaterale Ministersconferentie (TGC) in Leeuwarden in 1994 is besloten dat het aantal zeehonden dat opgevangen, gerehabiliteerd, en weer vrijgelaten wordt in de Waddenzee tot een minimum beperkt zou moeten worden. Dit is herhaald in het nieuwe 5-jaren Beheersplan (2002-2006) voor Zeehonden in de Waddenzee (CWSS 2001a) en in de TGC in Esjberg in 2001, rekening houdend met het feit dat ethische opvattingen, wetgeving en beheer per land verschillen.

Na 1994 zijn aanzienlijk minder dieren opgevangen in Denemarken Schleswig-Holstein en Nedersaksen, maar niet in Nederland waar jaarlijks procentueel 8-10 keer zoveel zeehonden worden opgevangen. Onlangs is door het Nederlandse Centrum voor Bio-ethiek en Gezondheidsrecht een rapport gepubliceerd (Vorstenbosch et al. 2001) over empirische en normatieve vragen rond de opvang van dieren in het wild. Daarin wordt vanuit het primaat van het eco-ethisch kader terughoudendheid t.a.v. de opvang van zeehonden geadviseerd.

In dit hoofdstuk wordt een aantal voor- en nadelen van zeehondenopvang besproken, zo veel mogelijk op grond van informatie uit wetenschappelijke artikelen, en geanalyseerd in het licht van de huidige status van de populatie. Wat betreft de ethische aspecten van zeehondenopvang wordt verwezen naar Hoofdstuk 6 (Ethiek). Wat betreft het wettelijk kader van zeehondenopvang wordt verwezen naar Hoofdstuk 8 (Internationale verdragen en afspraken, nationale wetgeving en beleid).

9.2 Voor- en nadelen van zeehondenopvang

Opvang van zeehonden heeft, met betrekking tot beheer en bescherming van de vrijlevende zeehondenpopulatie en het ecosysteem waarin die leeft, een aantal voor- en nadelen.

Voordelen van zeehondenopvang zijn:

- 1 *Het monitoren van aantallen opgevangen dieren en hun gezondheidstoestand als indicator voor de situatie in de populatie*

Door nauwkeurig bijhouden van aantallen opgevangen dieren, met inachtneming van zoekinspanning en weersomstandigheden, zijn veranderingen in het aantal opgevangen dieren als indicatie voor veranderingen in de wilde populatie te gebruiken (zie hoofdstuk 2, Populatiodynamica).

De monitoring van de gezondheidstoestand van zeehonden die worden opgevangen en gerehabiliteerd, kan veel informatie verschaffen over de gezondheidstoestand van de populatie waar ze uit afkomstig zijn. (Gulland, 1999). Het is belangrijk dat die informatie in samenhang beschouwd wordt met andere indicatoren over de status van de populatie. Bij het ontbreken van die samenhang kunnen veranderingen in de populatie gemist worden. (CWSS, 2001a).

Door onderzoek zijn ziekte- en mortaliteitsfactoren herkend die gebruikt kunnen worden voor monitoringsdoeleinden.

Een paar voorbeelden hiervan zijn:

-Door onderzoek aan gewone zeehonden (*Phoca vitulina*), uitgevoerd door het RIVM en de Zeehondencreche Pieterburen, is aangetoond dat een infectie met het zeehondenziektevirus verantwoordelijk was voor de grootschalige mortaliteit van zeehonden in de Waddenzee en aangrenzende gebieden in 1988 (Osterhaus, Vedder, 1988) {Osterhaus, UytdeHaag, et al. 1989 24 /id}.

-Door onderzoek aan Californische zeeleeuwen (*Zalophus californianus*) opgevangen in The Marine Mammal Center is aangetoond dat vergiftiging met een algentoxine sterfte had veroorzaakt bij meer dan 400 dieren langs de Californische kust in 1998 (Scholin et al., 2000). Kort geleden is ook in de Nederlandse Waddenzee een toxische alg van een verwante soort aangetoond (Vrieling et al., 1996).

Door onderzoek aan gewone zeehonden opgevangen door de Zeehondencreche Pieterburen en door het Texels Museum (de voorloper van het huidige EcoMare Texel) is aangetoond dat longwormen (*Parafilaroides gymnurus* en *Otostrongylus circumlitus*) een belangrijke oorzaak van longontsteking zijn bij gewone zeehonden in de Waddenzee (van den Broek, Wensvoort, 1959; van der Kamp, 1982; van der Kamp, 1987; van der Kamp, 1994). Daarnaast zijn o.a. de volgende oorzaken van ziekte en sterfte in vrijlevende populaties van zeehondachtigen verkregen uit onderzoek aan in opvangcentra opgenomen dieren:

-aangeboren afwijkingen (Trupkiewicz et al., 1997),
-virale ziekten (Dunn, Spotte, 1974; Osterhaus et al., 1985; Borst et al., 1986; Osterhaus et al., 1989; Osterhaus et al., 1990; Visser et al., 1993; Osterhaus et al., 1994; Duignan et al., 1995; Harder et al., 1996; Harder et al., 1997; Gulland et al., 1997; King et al., 1998; Osterhaus et al., 2000),

- bacteriële ziekten (Dierauf et al., 1985a; Buck, Spotte, 1986; Suer et al., 1988; Gulland et al., 1996; Thornton et al., 1998; Stamper et al., 1998),
- protozoaire ziekten (Lapointe et al., 1998; Lapointe et al., 1999),
- schimmelziekten (Fauquier et al., 1996; Frasca et al., 1996),
- parasitaire ziekten (Dunn, Wolke, 1976; Gulland et al., 1997; Lyons et al., 2000),
- kanker (Gulland et al., 1996; Lipscomb et al., 2000),
- predatie door haaien (Long et al., 1996),
- mens-gerelateerde verwondingen (Goldstein et al., 1999),
- andere niet-infectieuze ziekten (Frasca et al., 1996; Frasca et al., 2000).

2 *De mogelijkheid om onderzoek aan zeehonden te doen en expertise en kennis te ontwikkelen die toegepast kunnen worden ten behoeve van andere, bedreigde zeehondensoorten*

De tijdelijke gevangenschap van zeehonden die worden gerehabiliteerd biedt mogelijkheden om waarnemingen te doen en onderzoek uit te voeren, die moeilijk of niet uitvoerbaar zijn bij vrijlevende wilde dieren.

Een paar voorbeelden van onderzoeksresultaten:

- Door onderzoek aan zeehonden in opvangcentra in de Zeehondencrèche Pieterburen en EcoMare Texel, is een vaccin ontwikkeld tegen zeehondenziektevirus (Visser et al., 1989; Osterhaus et al., 1989; Visser et al., 1992). Behalve voor gewone en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*), kan dit vaccin gebruikt worden om andere (bedreigde) zeehondensoorten te beschermen tegen morbillivirus infectie.

- Tijdens onderzoek aan Californische zeeleeuwen opgevangen in The Marine Mammal Center, is de functie van de bijnier (producent van het "stresshormoon" cortisol) onderzocht en het effect van een herpesvirus infectie hierop (Gulland et al., 1999a). De resultaten van dit onderzoek zouden o.a. gebruikt kunnen worden om het effect van verstoringen en andere stressoren op zeehonden te monitoren.

- Door onderzoek aan zeeolifanten (*Mirounga angustirostris*) opgevangen in The Marine Mammal Center, is een minder belastende techniek ("microscale sampling") ontwikkeld om vervuilende stoffen in levende dieren te monitoren (Newman et al., 1994). Hierdoor kunnen de effecten van milieuvervuiling op zeehondachtigen gemakkelijker gemonitord worden, en is men niet alleen afhankelijk van weefsels van dode dieren.

- Een "semi-veldstudie" van 2½ jaar met 22 gewone zeehonden is uitgevoerd in een gezamenlijk onderzoek van het RIVM/Zeehondencrèche Pieterburen/Alterra/Erasmus Universiteit.

Hieruit bleek dat een dieet van vervuilde vis resulteerde in verminderd functioneren van het immuunsysteem, en werd geconcludeerd dat milieuvervuiling waarschijnlijk een rol heeft gespeeld in de virusuitbraak in 1988 en mogelijk de gevolgen van de infectie heeft verergerd (de Swart et al., 1994; Ross et al., 1995).

Daarnaast zijn o.a. de volgende waarnemingen en onderzoeken gedaan bij opgevangen zeehondachtigen op het gebied van:

- gedrag (Feldman, Parrot, 1993),
- distributie (Hanni et al., 1997; Lander et al., 2000),
- genetische verwantschap (Kappe et al., 1997),
- zoötechniek (Spotte, Stake, 1982; Gage, 1987),
- immunologie (King et al., 1996; Funke et al., 1997; King et al., 1998),
- klinische diagnostiek (Dierauf et al., 1984; Dierauf et al., 1986b; Gage et al., 1990; Morgan et al., 1993; Gulland et al., 1996; Goldstein et al., 1998; Ham-Lammé, King, 1999),
- anesthesie (Gulland et al., 1999b; Haulena et al., 2000),
- behandeling van virale ziekten (Osterhaus et al., 1987),
- behandeling van bacteriële ziekten (Johnson et al., 1998; Gulland et al., 2000).

De kennis en expertise die verkregen worden door opvang van algemeen voorkomende zeezoogdiersoorten als de gewone zeehond en de Californische zeeleeuw kunnen gebruikt worden ten behoeve van meer bedreigde zeehondachtigen.

De expertise ontwikkeld aan de Zeehondencreche Pieterburen geholpen om vast te stellen dat de grootschalige sterfte van de Baikal zeehond (*Phoca siberica*) in 1988 (Osterhaus et al., 1989) en de bedreigde Kaspische zeehond (*Phoca caspica*) in 2000 (Kennedy et al., 2000) werd veroorzaakt door hondenziekte.

Verder is in de Zeehondencreche Pieterburen opgedane kennis toegepast op de opvang en rehabilitatie van de zeldzame Middellandse Zee monniksrob (*Monachus monachus*) (Visser, 1991; Jiddou et al., 1997).

3 *Het in stand houden of vergroten van de wilde populatie*

De meeste zeehonden, die in Nederland voor opvang worden aangeboden, zijn jonger dan een jaar; een onbekend aantal daarvan zou zonder interventie zijn gestorven (zie Hoofdstuk 2: Populatiodynamica).

Omdat een groot deel van deze opgevangen zeehonden zich herstellen en weer vrijgelaten worden in de Waddenzee, wordt de jeugdmortaliteit door opvang als het ware verminderd. Hoe significant dat is kan niet direct worden aangegeven. De omvang van die eventuele vermindering hangt namelijk af van het aantal opgevangen

zeehonden ten opzichte van het aantal geboortes, sterfte van de dieren als ze niet zouden zijn opgevangen, sterfte van de vrijgelaten dieren en van de sterftepercentages van de niet opgevangen zeehonden in het eerste levensjaar. Kennis omtrent al die factoren ontbreekt grotendeels. Hoewel niet direct gemeten, wordt geschat dat onder huidige omstandigheden 0.5% van de jaarlijkse populatiegroei van 17% van gewone zeehonden voortkomt uit het vrijlaten van gerehabiliteerde dieren (zie Hoofdstuk 2: Populatiodynamica.)

In hoeverre gerehabiliteerde dieren overleven tot geslachtsrijpe leeftijd, en dus kunnen bijdragen aan de voortplanting, is niet bekend.

4 Voorlichting aan het publiek over zeehonden en de Waddenzee en het daarmee genereren van een maatschappelijk draagvlak voor het behoud van zeehonden en de Waddenzee

Doordat zeehonden worden opgevangen en verpleegd, en doordat deze dieren door het publiek te bezichtigen zijn, komen er veel bezoekers naar de opvangcentra. Zo heeft de Zeehondenrèche Pieterburen ongeveer 250.000 bezoekers per jaar (Stichting Zeehondenrèche Pieterburen, 2000) en EcoMare Texel 330.000 bezoekers per jaar (EcoMare Texel, 2000). Het publiek wordt uitvoerig voorgelicht over de biologie van de zeehonden, over factoren die de populatie bedreigen en over het belang van een goede en gezonde leefomgeving van de zeehonden. Op deze manier is het dus mogelijk om het behoud van de zeehond en de Waddenzee onder de aandacht van een groot publiek te brengen, en daarmee wordt een belangrijke bijdrage geleverd aan het genereren van een maatschappelijk draagvlak voor het behoud van de zeehonden en de Waddenzee. Echter, een evaluatie van deze voorlichting is niet gevonden.

Nadelen van zeehonden opvang zijn:

1 Het risico van introductie van exotische pathogenen in de wilde populatie

Het risico van overbrengen van pathogenen zowel van mens naar dier als omgekeerd, als gevolg van het houden van dieren in gevangenschap, is een onderkend probleem dat bij diverse diersoorten is waargenomen (Daszak e.a. 2000; St. Aubin et al. 1996). Zeehondenpopulaties kunnen geïnfecteerd raken met exotische pathogene micro-organismen (d.w.z. die normaal niet in zeehondenpopulaties voorkomen) door "spill-over" of "spill-back" van mensen of andere wilde of gedomesticeerde diersoorten (Harvell et al., 1999). Voorbeelden hiervan zijn de uitbraken van hondenziekte in Baikalrobben (Osterhaus et al., 1989; Grachev et al., 1989) en Kaspische zeehonden (Kennedy et al., 2000), die mogelijk veroorzaakt werden door contact met landcarnivoren zoals gedomesticeerde honden of wolven, en het voorkomen van influenza B virus bij gewone

zeehonden door contact met mensen (Osterhaus et al., 2000). Hoewel er geen concrete gevallen bekend zijn, waarin zeehonden tijdens rehabilitatie besmet werden met exotische pathogenen door contact met mensen of andere dieren, en deze pathogenen bij vrijlating verspreidden onder de wilde populatie, bestaat dit risico wel.

Dit risico is altijd aanwezig, maar de grootte van dit risico is vooral afhankelijk van de maatregelen die worden genomen om overdracht van pathogenen tussen opgevangen zeehonden enerzijds en mensen en andere dieren anderzijds te voorkomen. Ten aanzien van het influenza-B virus is dit risico reëel aanwezig. Voor centra, die gewone en grijze zeehonden uit het Nederlandse zeegebied opvangen, wordt onder "andere dieren" verstaan: andere diersoorten dan gewone en grijze zeehonden, en gewone en grijze zeehonden uit andere populaties. Ook is het risico afhankelijk van het aantal opgevangen dieren per jaar.

Screening op pathogenen kan alleen plaatsvinden op bekende pathogenen en is daarom niet de aangewezen methode om overdracht van onbekende pathogenen naar de wilde populatie te voorkomen.

2 Het risico van beïnvloeding van de gevoeligheid voor omgevingsfactoren binnen de populatie resulterend in een afname van de indicatorfunctie

De ontwikkelingen in de populatie van zeehonden in de Waddenzee, gemeten door jaarlijkse tellingen, kan beschouwd worden als een indicator van de gezondheid van het ecosysteem. Zo is de lage populatiegrootte in de zeventiger jaren grotendeels toegeschreven aan vervuiling van de Waddenzee met gechlloreerde koolwaterstoffen (Reijnders, 1986). Door opvang van zeehonden wordt de jeugdmortaliteit in eerste instantie overschat. De mate waarin is onduidelijk.

Welke de resultante invloed is op de populatiegrootte is niet direct vastgesteld. Op grond van tellingen wordt geschat dat 0.5% van de huidige jaarlijkse populatiegroei van 17% van gewone zeehonden voortkomt uit het vrijlaten van gerehabiliteerde dieren (zie Hoofdstuk 2). Onder de huidige omstandigheden zal de mogelijke beïnvloeding van de indicatorfunctie gemeten via populatiegrootte dus niet groot zijn.

De sterfte van zeehonden in de eerste levensweken wordt beschouwd als een indicator voor de gezondheidstatus van de pasgeboren jongen en van de moederdieren. Doordat er jonge dieren worden opgevangen, worden die in eerste instantie als "sterfte" voor de populatie geregistreerd. Daardoor is de natuurlijke aanvangssterfte niet te berekenen en vervalt die indicator voor de gezondheidstatus van de pasgeboren jongen en hun moeders. Als pasgeboren dieren zouden worden opgevangen, die noch ziek zijn noch door hun moeder verlaten zijn, zou de berekening van de sterfte in de eerste levensweken

beïnvloed worden. Goede selectiecriteria voor opvang van zeehonden zijn dus van belang.

3 *Het risico van beïnvloeding van de natuurlijke selectieprocessen en regulatieprocessen leidend tot een onbalans met de draagkracht van de Waddenzee*

Wanneer het aantal zeehonden de draagkracht van de Waddenzee nadert, zal de populatiegroei afnemen door toename van ziekte en sterfte, en vermindering van voortplanting of door een combinatie van deze factoren. De waarschijnlijke volgorde van het optreden van deze dichtheidsafhankelijke processen zal zijn: 1) toename van jeugdsterfte, 2) daarna het later geslachtsrijp worden en afname van fecunditeit, en 3) toename van sterfte onder (sub)adulte dieren. Dit is een patroon dat bij meerdere diersoorten w.o. een aantal pinnipedia is gevonden (Fowler 1981, Hanks 1981, Harwood 1981). In het geval van toenemende juveniele sterfte, is de kans groot dat het aantal opgevangen dieren toeneemt. De mate waarin is afhankelijk van het stadium waarop en de snelheid waarmee de voortplanting zal afnemen, omdat door een geringer wordend aantal geboortes ook minder zieke dieren zullen worden aangetroffen. Een toegenomen aantal vrijgelaten dieren zou tot een onbalans met de draagkracht van de Waddenzee kunnen leiden, waardoor meer dieren zouden verzwakken en de kans op ziektes toe zou nemen. Zo zou een vicieuze cirkel ontstaan. Welk scenario in de toekomst zal optreden, is onbekend.

Er zijn geen wetenschappelijke publicaties gevonden over de mogelijke invloed van opvang van zeehondachtigen op natuurlijke selectie. Echter, ziek zijn en dood gaan is een natuurlijk proces in wilde dierpopulaties en heeft een evolutionaire functie. Door natuurlijke selectie zullen de sterkeren overblijven en zal de fitness van de individuen in de populatie zodanig zijn dat ze zekere veranderingen in omgevingsfactoren kunnen opvangen (Bakker *et al.* 1985, Scharloo & van Delden 1985). Interferentie met natuurlijke selectie leidt tot een zwakkere, d.w.z. minder adaptieve en kwetsbaardere, populatie (Frankel & Soulé 1981). Het opvangen en weer uitzetten van minder "fite" dieren die anders doodgegaan zouden zijn, is een vorm van tegengaan van natuurlijke selectie. Beïnvloeding van regulatieprocessen zou kunnen leiden tot een onbalans met de draagkracht van de Waddenzee.

4 *De "wildheid" van de populatie wordt verstoord*

De wildheid van de populatie in ethische zin wordt in hoofdstuk 6 (Ethiek) behandeld. Aantasting van de wildheid van de populatie, met name in de vorm van gedragsveranderingen, kan echter ook populatie-sociobiologische consequenties hebben. Zeehonden hebben vooral in de werp- en zoogperiode complexe en fragiele sociale structuren, die ontregeld kunnen worden door verstoring gepaard gaande met opvang. Verstoring tijdens de werp- en zoogperiode wordt als een belangrijke

factor beschouwd in de hoge jeugdmortaliteit gevonden bij de zeehonden in de Waddenzee. Onderzoek naar gedrag, aanpassingen aan omgeving en functioneren in de populatie van vrijgelaten zeehonden is nog vrijwel niet uitgevoerd. Daardoor is een nauwkeurige inschatting van de mate waarin de wildheid door vrijgelaten dieren wordt beïnvloed, momenteel niet te geven.

9.3 Conclusies en beleidsaanbevelingen m.b.t. opvang

Het wegen van de factoren zoals in hoofdstuk 9.2 beschreven is een gecompliceerde zaak. Dit hangt o.a. af van de beschikbaarheid van goede meetgegevens omtrent effecten en risico's, de populatiegrootte, de omvang van de opvang, de invulling van de begrippen natuur en wildernis, en de visie op het lijden van individuele wilde dieren. Inhoudelijk zijn alle betrokkenen het erover eens dat al deze factoren een rol spelen. Echter, bij het bepalen van welk gewicht in een uiteindelijke afweging aan elk van deze factoren dient te worden toegekend, lopen de inschattingen uiteen. De uiteindelijke beleidskeuzes terzake liggen bij het verantwoordelijke ministerie.

Omdat òf alles opvangen, òf niets opvangen op dit moment in Nederland geen maatschappelijk en politiek haalbare opties zijn, worden binnen het platform twee mogelijke scenario's onderscheiden voor opvang van zeehonden. Die verschillen wat betreft de aantallen op te vangen dieren:

- Het aantal op te vangen dieren wordt bepaald door de capaciteit van de opvangcentra, die aan strenge kwaliteitscriteria voldoen.
- Het aantal op te vangen en weer vrij te laten dieren wordt bepaald door de potentiële inbreuk op de wildheid van de populatie, c.q. aantasting van het ecosysteem. Dit betekent dat zolang de populatie uit meer dan 1000 dieren bestaat, opvang tot een absoluut minimum wordt beperkt. De benodigde reductie van opvang wordt bereikt door een goed gereglementeerde opvang van, 1) alleen een bepaalde categorie jonge dieren, of 2) een zeer beperkte en verder passieve opvang (alleen warmte en voedsel) van alleen gemelde dieren.

Met betrekking tot de opvang beslist een dierenarts of een zeehond die niet in staat is om zelfstandig te overleven voor opvang in aanmerking komt. Het centrale criterium hierbij is dat zij na rehabilitatie een reële kans dienen te hebben om zelfstandig in het wild te functioneren en de wilde populatie niet wezenlijk te beïnvloeden.

Op basis van bovenstaande argumenten concludeert het platform dat:

- Opvang van zeehonden niet noodzakelijk is voor het in stand houden van de huidige zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee.

- Er op dit moment draagvlak is voor opvang van zeehonden; over de omvang hiervan bestaat er verschil van mening in het platform.
- Er een dringende behoefte is de inspanning van de vrijwilligers nader te omschrijven.
- Opvang plaats dient te vinden binnen strikte randvoorwaarden, zodat de kans op introductie van wilde pathogenen in de wilde zeehondenpopulatie niet significant toeneemt.

Het platform geeft de volgende beleidsaanbevelingen bij eventuele opvang:

- Uitvoeren van onderzoek(klinische diagnostiek en diagnostische pathologie) aan levend opgevangen respectievelijk dode zeehonden, dat relevant is voor het beheer en bescherming van de wilde populatie, en voor het begrijpen van het effect van morbiditeits- en mortaliteitsfactoren op de regulatie van de populatie.
- Het via publieksvoorlichting in de opvangcentra genereren van een maatschappelijke draagvlak, waarbij de activiteiten van de opvangcentra worden geplaatst in het kader van de wilde populatie en van de bescherming van zeehonden en hun ecosysteem.
- Het omschrijven van de inspanning van de opvang, om de bruikbaarheid van opvang voor kennis omtrent te populatie te vergroten.
- Het garanderen van een zekere opvangcapaciteit voor periodes waarbij de populatie onder de minimum levensvatbare omvang geraakt, of door een calamiteit wordt getroffen.
- Het verbieden van opvang van gewone en grijze zeehonden van buiten het Waddenzeegebied, en van andere soorten zeezoogdieren, in centra waar ook gewone en grijze zeehonden uit het Nederlandse Waddenzeegebied zijn gehuisvest.

9.4 Referenties

CWSS (2001a). Evaluation of the status of the common and grey seal population in the Wadden Sea including an assessment as to whether the Seal management Plan (SMP) needs to be revised and amended. Report to the TWG/SO prepared by the CWSS and the Trilateral Seal Expert Group⁺, Wilhelmshaven, Germany.

CWSS (2001b). Annex III to: Evaluation of the status of the common and grey seal population in the Wadden Sea including an assessment as to whether the Seal management Plan (SMP) needs to be revised and amended. Report to the TWG/SO prepared by the CWSS and the Trilateral Seal Expert Group⁺, Wilhelmshaven, Germany.

Reijnders PJH, Reineking B (1999). Biology: Mammals. In: de Jong F, Bakker JF, van Berkel CJM, et al. (eds) 1999, Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea ecosystem no. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and

Assessment Group, Quality Status Report Group, Wilhelmshaven, Germany, pp 160-164.

Osterhaus AD, UytdeHaag FG, Visser IK, Vedder EJ, Reijnders PJ, Kuiper J, Brugge HN: Seal vaccination success. *Nature* 337:21, 1989

Osterhaus AD, Vedder EJ: Identification of virus causing recent seal deaths. *Nature* 335:20, 1988

HOOFDSTUK 10: CONCLUSIES

10.1 INLEIDING

Maatregelen in het kader van het beheer van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee dienen gebaseerd te zijn op:

- kennis,
- toekomstverwachtingen met betrekking tot de zeehondenpopulatie, hun biotoop en het overige gebruik hiervan,
- de in Nederland heersende wettelijke kaders en ethische normen en waarden,
- internationale afspraken.

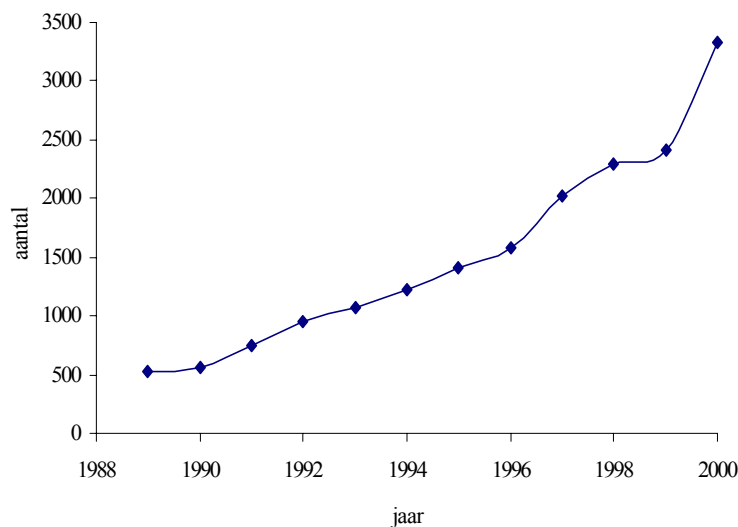
Gepoogd is in dit rapport een inventarisatie te maken van de huidige 'state of the art' van deze factoren en aan te geven waar nog lacunes in kennis zijn. Daarnaast is gepoogd te komen tot concrete voorstellen om deze lacunes op te vullen en/of bestaande procedures en maatregelen aan te scherpen.

Deze rapportage beperkt zich vooralsnog tot de situatie rond de gewone zeehond. In de eindrapportage zullen ook de beschikbare en relevante gegevens met betrekking tot de grijze zeehond worden opgenomen.

10.2 POPULATIEDYNAMICA

De zeehondenpopulatie in de Waddenzee is gegroeid sinds de virus epidemie die de populatie trof in 1988. In 1989 werden 505 gewone zeehonden geteld, in het jaar 2000 werden 3330 gewone zeehonden geteld in de Nederlandse Waddenzee (figuur 10.1). Uit literatuur blijkt dat 30% van de populatie niet wordt geteld; dit houdt in dat de werkelijke populatie in 2000 op 4900 dieren wordt geschat.

*Figuur 10.1:
Grootte van de
jaarlijks getelde
zeehonden-
populatie in de
Nederlandse
Waddenzee, van
1989-2000.*



De fitness (reproductievermogen en overleven) van de populatie is in 1989-1990 sprongsgewijs verbeterd ten opzichte van de periode voor 1989. Op basis van de telgegevens is het geboortepercentage gestegen van 13% voor 1989 naar 19% nadien en is de jeugd mortaliteit gedaald van 65% naar 40%; die zou volgens recente berekeningen nog lager zijn. De sterfte onder sub-adulten en adulten is gedaald van 12% naar 7%. Deze veranderingen verklaren ook grotendeels de sterke populatiegroei.

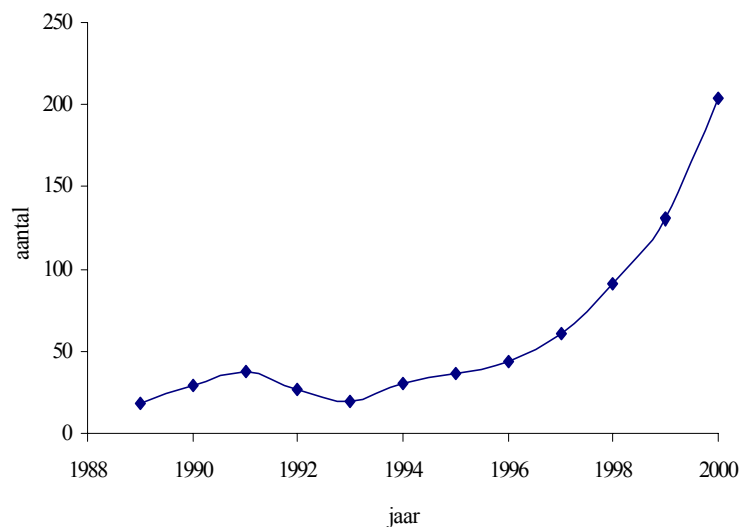
De gemiddelde jaarlijkse groei van de populatie in de Nederlandse Waddenzee bedraagt 17%. In de internationale Waddenzee geldt een jaarlijkse toename van gemiddeld 12-13% sinds 1990. De grotere jaarlijkse toename in de Nederlandse Waddenzee is voornamelijk te danken aan immigratie vanuit het Duitse en Deense deel van de Waddenzee (naar schatting 4.5%) en voor een kleiner deel aan het uitzetten van gerehabiliteerde dieren door de opvangcentra (naar schatting 0.5%).

Jaarlijkse tellingen zijn een goede maat om demografische veranderingen in de populatie te registreren. Er wordt aanbevolen deze op de huidige wijze voort te zetten. De analyse ervan zal zich vooral moeten richten op de trends in de populatieparameters: reproductie, overleving en leeftijdsopbouw.

10.3 OPGEVANGEN EN DODE ZEEHONDEN

Op grond van opvanggegevens van de Zeehondencrèche Pieterburen en EcoMare Texel, is het aantal levende opgevangen gewone zeehonden in de Nederlandse Waddenzee gestegen van 18 in 1989 tot 204 in 2000 (figuur 10.2); dit is een toename van gemiddeld 30 % per jaar. Het aantal dode strandingen liet een vergelijkbare trend zien: deze steeg van 21 in 1995 tot 96 in 1999, met een gemiddelde jaarlijkse toename van 23 %.

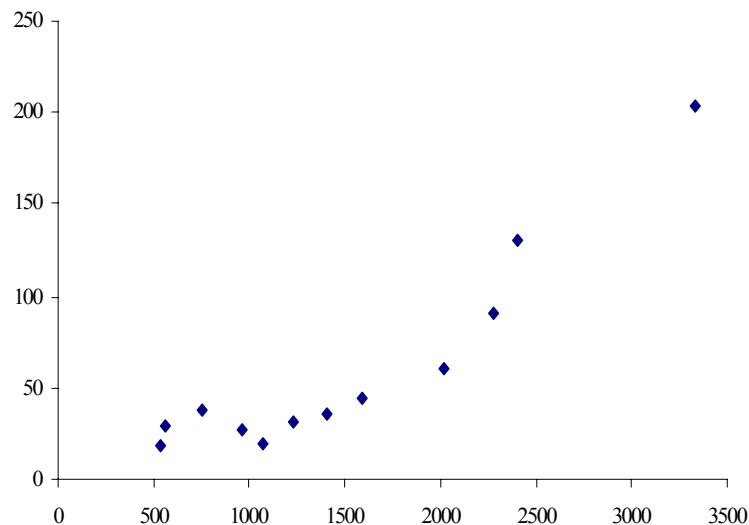
*Figuur 10.2:
Jaarlijks aantal
levend
gestrande
gewone
zeehonden in de
Nederlandse
Waddenzee,
van 1989-2000.*



Verdeeld naar leeftijd, locatie, en seizoen is er elk jaar een piek van strandingen van pups (< 4 weken) in de provincie Groningen in de zomermaanden (april-september), en van niet-pups (4 weken of ouder) op de Friese waddeneilanden in de wintermaanden (oktober-maart). Het groter aantal opgevangen pups komt overeen met de distributie van het aantal geboren jongen; 68 % van de pups wordt in het Groningse deel van de Waddenzee geboren.

Behalve door ziekte en sterfte wordt het aantal opgevangen dieren bepaald door factoren, zoals weersomstandigheden en de omvang van de inspanning van vrijwilligers, die dieren melden.

*Figuur 10. 3:
Aantal levend
gestrande zeehonden
ten opzichte van de
getelde
populatiegrootte in
de Nederlandse
Waddenzee, van
1989-2000.*



De toename van opgevangen dieren kan grotendeels verklaard worden door de populatiegroei (figuur 10.3), want het aantal opgevangen dieren per jaar is significant gecorreleerd met de grootte van de getelde populatie in de Waddenzee ($r_s = 0.90$, $p < 0.0005$). Echter, er is in de laatste twee jaar een significant grotere toename van het aantal opgevangen dieren dan op grond van de populatietellingen te verwachten zou zijn (1999: $q = 3.11$, $p < 0.05$; 2000: $q = 3.92$, $p < 0.001$). Deze toename wordt vooral zichtbaar in de toename van het aantal niet-pups dat wordt gevonden tijdens de wintermaanden. Mogelijke oorzaken zijn een groter percentage zieke dieren in de populatie of verandering in de inspanning van vrijwilligers of weersomstandigheden.

De inspanning van vrijwilligers is niet gekwantificeerd en kan dus niet worden uitgesloten als mogelijke factor. Op basis van opvangpercentages is de inspanning van vrijwilligers in Nederland hoger dan die in Duitsland. Binnen Nederland heeft de Zeehondencreche Pieterburen een uitgebreider vrijwilligersnetwerk dan EcoMare Texel.

Het verdient dan ook aanbeveling om in de toekomst aantallen opgevangen dieren te relateren aan de inspanning om de indicatorfunctie ervan voor de situatie in de populatie te verbeteren.

De achtergrond van de het veranderde verband tussen de telgegevens en het aantal strandingen in de laatste twee jaar moet nader worden onderzocht. Verdere monitoring en onderzoek van strandingen en van de wilde populatie kan hierover uitsluitend geven en zal moeten aangeven of deze relatieve toename aanhoudt of valt binnen de 'natuurlijke variatie' van de populatie.

10.4 ZIEKTES ALS BEDREIGING VAN DE POPULATIE

Al dan niet infectieuze ziekten vormen een natuurlijke factor voor in het wild levende dierpopulaties, die in meer of mindere mate regulerend kunnen optreden.

Er zijn verschillende infectieuze en niet-infectieuze ziekten bekend bij de gewone zeehond, die niet alleen op individueel niveau, maar ook op populatieniveau effecten kunnen hebben. Een groot deel van deze informatie is verkregen uit secties van dieren die dood aangespoeld zijn of die tijdens opvang stierven. Hierbij wordt pathologisch onderzoek gedaan om afwijkingen te karakteriseren en monsters verzameld voor verder laboratoriumonderzoek (bijvoorbeeld virologie, parasitologie, toxicologie).

Er zijn vele virussen aangetoond in zeezoogdieren, ook in zeehonden. Grote voorzichtigheid is dan ook geboden met betrekking tot de introductie van nieuwe virussen in de populatie. Virussen kunnen worden overgedragen naar zeehonden door soortgenoten uit andere populaties, exotische zeezoogdieren, vogels, gedomesticeerde dieren en mensen. Opname van soortgenoten uit "andere populaties" zou om die reden dan ook niet dienen plaats te vinden in de waddenzeehondenopvangcentra.

Behalve virussen zijn er andere infectieuze ziekten van gewone zeehonden die, potentieel effecten kunnen hebben op populatieniveau, waaronder bacteriële ziekten, zoals tuberculose en brucellose, en parasitaire ziekten, zoals longworminfecties.

De voornaamste ziekteverwekker in de gerehabiliteerde dieren in de Zeehondencreche Pieterburen was in de laatste drie jaar de kleine longworm (*Parafilaroides gymnurus*). Van deze parasiet is weinig bekend.

De virus-epidemie in 1988 had desastreuze gevolgen voor de zeehondenpopulaties in de Noordwest-Europese wateren. Er is geen reden om aan te nemen dat een dergelijke catastrofe niet weer zou kunnen uitbreken. Of en wanneer dit zal gebeuren is onbekend. Voor het beleid en beheer is het van belang te bepalen in hoeverre hierop met gerichte beheers/beleidsmaatregelen geanticipeerd moet worden.

Hoewel regelmatig secties worden gedaan op zeehonden, die op de Nederlandse kust zijn gestrand, zijn de gegevens hiervan in recente jaren niet geanalyseerd, zodat er momenteel geen overzicht is van het voorkomen van verschillende ziekten en van de doodsoorzaken van deze dieren in Nederland. Een nadere analyse is gewenst.

10.5 TOXICOLOGIE

De waterkwaliteit van de Nederlandse Waddenzee is de laatste jaren sterk verbeterd. De gehalten van de meeste door Rijkswaterstaat gemeten stoffen in water, zwevend stof en sediment van de Waddenzee waren in 1999 lager dan het Maximaal Toelaatbaar Risico - niveau. Uitzonderingen waren de gehalten van tributyltin, trifenyltin, koper en twee PCB-congeneren.

Bioaccumulerende stoffen, waaronder organotinverbindingen en PCB's, worden nog steeds in toppredatoren, zoals de zeehond, aangetroffen.

PCB's kunnen een negatieve invloed op de gezondheid van zeehonden hebben. Het hormoonsysteem van de zeehond kan er door worden verstoord, wat onder andere tot reproductiestoornissen kan leiden. In de periode voor de virus-epidemie van 1998 hebben de hoge PCB-gehalten hoogstwaarschijnlijk de relatief lage reproductie van de zeehond in de Nederlandse Waddenzee veroorzaakt. Tussen 1976 en 1988 zijn de PCB-gehalten in dode gestrande zeehonden fors afgenomen (60% reductie), evenals die van DDT (80% reductie). Ondanks deze daling is het mogelijk dat PCB's of andere milieuverontreinigende stoffen in 1988 hebben bijgedragen aan de grote sterfte onder de zeehonden tijdens de virusepidemie, door aantasting van het immuunsysteem. In de jaren na 1988 zijn de gehalten van verschillende door Rijkswaterstaat gemeten stoffen in verschillende compartimenten van de Waddenzee nog verder afgenomen.

Nog steeds zijn de gehalten van veel stoffen in de Waddenzee onbekend. In de zeehond zelf zijn sinds 1988 geen analyses meer uitgevoerd. Grote behoefte bestaat om PCB-gehalten, gemeten in zeehondweefsel te monitoren en die te vergelijken met de geen-effect niveaus die in laboratoriumexperimenten zijn gevonden.

Naast PCB's komen veel andere stoffen in het mariene milieu voor, waarvan niet altijd bekend is in welke mate ze voorkomen en wat hun mogelijke effecten zijn. Een voorbeeld hiervan zijn de gebromeerde vlamvertragers. Deze bioaccumulerende stoffen, waarvan enkele typen op andere diersoorten vergelijkbare effecten als PCB's hebben, zijn (nog) niet opgenomen in het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat. Incidenteel zijn deze stoffen wel in zeehonden aangetoond. In bot, een platvissoort in de Nederlandse kustwateren, zijn de gehalten van deze andere bioaccumulerende stoffen echter beduidend lager dan die van PCB's. Het verdient aanbeveling om voor wat de gehalten van gebromeerde vlamvertragers in zeehonden betreft de vinger aan de pols te houden. Dit dient te worden opgenomen in het monitoringprogramma van Rijkswaterstaat.

Stoffen, die op dit moment ook extra aandacht behoeven, zijn de organotinverbindingen. Van deze stoffen zijn de effecten op hogere organismen niet bekend, terwijl de gehalten van deze stoffen in

verschillende compartimenten van de Waddenzee ver boven het Maximaal Toelaatbaar Risico -niveau liggen.

10.6 MENSELIJKE ACTIVITEITEN; RECREATIE EN VISSERIJ

Door middel van een retrospectieve schatting van het aantal zeehonden dat rond 1900 in de Waddenzee zou hebben geleefd, zijn de referentiewaarden voor de draagkracht van de Nederlandse Waddenzee geschat op 6000-16000 zeehonden. De huidige draagkracht van de Nederlandse Waddenzee wordt naast o.a. voedselaanbod, voedselkwaliteit en ruimte aan rustplaatsen ook bepaald door invloed van menselijke activiteiten zoals visserij en recreatie. Gegevens over deze factoren ontbreken en daarom is geen concrete waarde voor de draagkracht van de Waddenzee met betrekking tot de gewone zeehond aan te geven.

Bij het doorzetten van de huidige toename van de aantallen zeehonden in de Nederlandse Waddenzee neemt de kans op conflicten toe tussen natuurbescherming, de commerciële visserij, de recreatie en mogelijk andere gebruiksfuncties in de Waddenzee en aangrenzende kustzones.

Om een adequaat antwoord te kunnen geven op de vraag of de groeiende zeehondenpopulatie een effect heeft op de commerciële visserij of omgekeerd, zijn gegevens over voedselkeuze en foerageergebieden onontbeerlijk.

Verstoring heeft invloed op de zeehondenpopulatie door het veroorzaken van stress. Met name de jonge dieren zijn erg gevoelig voor verstoring; een hoge mate van verstoring kan leiden tot een verlaagde fitness van de betreffende dieren. Een groter ruimtelijk beslag door zowel de toenemende recreatiebehoefte als een doorgroeende zeehondenpopulatie zou derhalve tot problemen kunnen leiden. Bestudering van gedrags- en fysiologische responsparameters als gevolg van verstoring is van groot belang.

Een van de andere aspecten van de invloed van visserij op zeehonden is het verdrinken van zeehonden in fuiken. Om dit te voorkomen is in de vergunning aan vissers de verplichting tot het aanbrengen van een keerwant opgenomen. Aangezien er nog steeds zeehonden in fuiken verdrinken lijken de huidige maatregelen nog onvoldoende te werken of worden onjuist toegepast. Dit dient nader te worden onderzocht.

10.7 GEZICHTSPUNTEN VANUIT DE ETHIEK

De vraag hoe de zorg voor de zeehondenpopulatie in de Waddenzee gestalte dient te krijgen, kan vanuit twee gezichtspunten benaderd worden: een eco-ethisch - en een dier-ethisch gezichtspunt. Vanuit eco-ethisch gezichtspunt zal men vooral benadrukken dat zorgmaatregelen in het belang moeten zijn van de populatie als geheel

en dat ze het zelfstandig functioneren van het ecosysteem niet mogen belemmeren. Vanuit dier-ethisch gezichtspunt zal men vooral wijzen op de verplichting om leed van individuele dieren te voorkomen. Hoewel dit verschil in benadering kan verklaren waarom er verschillende opvattingen bestaan over de invulling van de zorg voor de zeehondenpopulatie, is het zeker niet zo dat hier sprake is van een onoverbrugbare tegenstelling. Ook voor de individuele zeehond is het van belang dat hij een normaal, zelfstandig zeehondenleven kan leiden in een gezond ecosysteem.

Een zinvolle ethische discussie kan slechts gevoerd worden indien men bereid is om de argumenten die vanuit verschillende perspectieven worden ingebracht op hun merites te beoordelen. In een dergelijke discussie gaat het erom een afweging te maken tussen enerzijds de plicht om de zelfstandigheid van de populatie en individuele dieren te respecteren en anderzijds de plicht om iets te doen als de populatie of het welzijn van individuele dieren ernstig bedreigd wordt. Een dergelijke afweging dient vervolgens vertaald te worden in beheersmaatregelen rond de zeehondenpopulatie in de Waddenzee die recht doen aan beide uitgangspunten.

Uit de ethische analyse die gemaakt is op basis van de vragen en argumenten in de discussie over het beheer van de zeehondenpopulatie is naar voren gekomen dat op een aantal punten nader onderzoek met betrekking tot dit 'ethisch debat' gewenst is. Deze zijn opgenomen in de slotparagraaf met aanbevelingen voor beleid en onderzoek.

10.8 OPVANG VAN ZEEHONDEN

De opvang van zeehonden is een controversieel onderwerp, waarin verschillende aspecten een rol spelen. Naast ethische aspecten: het dier-ethische versus het eco-ethische perspectief - wat in principe neerkomt op het beantwoorden van de vraag 'wanneer weegt de verplichting om leed te voorkomen bij een individueel dier zwaarder dan de verplichting om de zelfstandigheid van een in het wild levend dier te respecteren?' - spelen de volgende voor en nadelen een rol:

Voor de opvang:

- Het monitoren van de gezondheidstoestand van opgevangen dieren als indicator voor de situatie in de populatie
- De mogelijkheid om onderzoek aan zeehonden te doen en expertise en kennis te ontwikkelen die toegepast kan worden ten behoeve van andere, bedreigde zeehondensoorten.
- Het in stand houden of vergroten van de wilde populatie.
- Voorlichting aan het publiek over zeehonden en de Waddenzee en daarmee het genereren van een maatschappelijke draagvlak voor het behoud van zeehonden en de Waddenzee.

Tegen de opvang:

- Het risico van introductie van exotische pathogenen in de wilde populatie.
- Het risico van beïnvloeding van de gevoeligheid voor omgevingsfactoren binnen de populatie resulterend in een afname van de indicatorfunctie.
- Het risico van beïnvloeding van de natuurlijke selectieprocessen en regulatieprocessen leidend tot een onbalans met de draagkracht van de Waddenzee.
- De “wildheid” van de populatie wordt verstoord.

De hoogte van deze risico's worden voor een belangrijk deel bepaald door de omvang van de opvang in relatie tot de omvang van de populatie.

Inhoudelijk zijn alle betrokkenen het over deze factoren wel eens. Echter, bij het bepalen van welk gewicht in een uiteindelijke afweging aan elk van deze factoren dient te worden toegekend, lopen de inschattingen uiteen. Een complicerende factor daarbij is dat een dergelijke afweging ook nooit absoluut zal zijn: in de mid-zeventiger jaren toen de gewone zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee zo klein was dat zij dreigde te verdwijnen is aan het argument ‘het ondersteunen van de wilde populatie’ een heel ander gewicht toegekend dan op dit moment nu immers het risico van het verdwijnen van de populatie onwaarschijnlijk is.

Naast de vraag rond het al of niet opvangen van ‘hulpbehoevende dieren’ zal het onvermijdelijk zijn dat er ook grenzen aangegeven worden met betrekking tot de omvang en de inspanning die daarbij noodzakelijk/aanvaardbaar geacht wordt.

Naast de bovengenoemde punten spelen ook nog de wettelijke kaders aangegeven in de Gezondheids- en Welzijnswet voor Dieren, de Flora en Fauna Wet en de recent aangenomen Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening en de Derde Nota Waddenzee (PKB concept) een rol. Hierbij spelen ook de thans geformuleerde uitgangspunten van het trilaterale Waddenzeebeleid mee.

De exacte reikwijdte en interpretatie van deze wetgeving voor het beheer en de eventuele opvang van wilde dieren zoals zeehonden is op dit moment nog niet duidelijk.

Na een eerste weging van bovenstaande argumenten is het platform van mening dat:

- De opvang van zeehonden niet noodzakelijk is voor het in stand houden van de huidige zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee. Op dit moment is er draagvlak voor opvang van zeehonden. Over de omvang van de opvang van zeehonden bestaat er verschil van mening in het platform.
- Er de dringende behoefte is de inspanning van de vrijwilligers nader te omschrijven.

- Opvang dient plaats te vinden binnen strikte randvoorwaarden, zodat de kans op introductie van exotische pathogenen in de wilde zeehondenpopulatie niet significant toeneemt. Concreet komt dit er op neer dat de opvang van exotische soorten en van de gewone en grijze zeehond voorzover niet afkomstig uit andere populaties niet zou moeten worden toegestaan in centra waar ook gewone en grijze zeehonden uit het Nederlandse zeegebied zijn gehuisvest.

10.9 AANBEVELINGEN VOOR BELEID EN ONDERZOEK

Voor elk van de hiervoor besproken factoren, die betrekking hebben op de status van de gewone zeehondenpopulatie in de Nederlandse Waddenzee, worden aanbevelingen voor beleid en onderzoek gedaan. Hierbij is het van groot belang om zoveel mogelijk te komen tot internationale afstemming en consensus tussen de betrokken Waddenzee-landen.

Er is een duidelijke behoefte aan een heroverweging van de grondslagen van het beheer en de opvang en een nadere onderbouwing hiervan.

Hierin dienen naast wetenschappelijke inzichten ook concepten zoals intrinsieke waarde van het individuele dier, respect voor wildheid, invulling van de wettelijke en ethische kaders rond ‘hulpbehoevendheid’ en ‘nodige zorg’ alsmede de rol en de effecten van de opvang te worden betrokken. Zolang deze heroverweging nog niet heeft plaats gevonden, is het van belang om de huidige beschermingsmaatregelen voor de zeehondenpopulatie te handhaven.

De beschikbare gegevens zijn niet allemaal even robuust en soms lastig te interpreteren. De relevantie en interpretatie ervan wordt sterk beïnvloed door de waarden en normen die de diverse betrokkenen hier zelf over hebben en die overigens ook per land sterk verschillen.

Uit de ethische analyse die voor Nederland is gemaakt van de vragen en argumenten rond het beheer van de zeehondenpopulatie in de Waddenzee zijn drie conclusies en daaruit voorkomende aanbevelingen voor onderzoek naar voren gekomen:

- Welke empirische onderzoeksvragen, in de sfeer van populatiebiologie, gezondheid/pathologie, toxicologie etc., zijn bij uitstek van belang voor een dergelijke ethische discussie. Hoe pas je de resultaten van dat onderzoek (dus de feitelijke gegevens) in dit ethische debat?
- Wat is de morele betekenis van de zeehondenpopulatie in een gebied als de Waddenzee: is die instrumenteel, intrinsiek of anderszins van aard en wat is daarbij de rol van overwegingen als ‘respect voor natuurlijkheid’, ‘wildheid’, ‘integriteit’?

- Is het mogelijk om op basis van de antwoorden op de eerste twee vragen een antwoord geven op de vraag naar de wenselijkheid of toelaatbaarheid van de opvang (in verhouding tot andere beheer- en beleidsmaatregelen)?

Met betrekking tot de beleids- en onderzoeksactiviteiten direct gericht op de zeehond als “top-predator” worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- De jaarlijkse gestandaardiseerde tellingen vanaf 1974 zijn een goede maat om demografische veranderingen in de populatie te registreren. Er wordt aanbevolen deze op de huidige wijze voort te zetten. De analyse ervan zal zich vooral moeten richten op de trends in de populatieparameters: reproductie, overleving en leeftijdsopbouw.
- De bestaande monitoringsprogramma’s op het gebied van bioaccumulerende stoffen in water, sediment en voedselketen dienen te worden uitgebreid met metingen van stoffen waarvan er vanuit wetenschappelijk onderzoek aanwijzingen zijn dat ze een potentieel risico voor de zeehond kunnen zijn(bijvoorbeeld vlamvertragers).
- Onderzoek naar voedselkeuze, hoeveelheid voedsel en foerageerplaatsen van de dieren dient een hoge prioriteit te krijgen. Dit onderzoek is niet uitsluitend van belang om veranderingen in voedingspatronen en beschikbaarheid van voedsel na te gaan, maar kan tevens dienen om optredende conflicten met visserij - activiteiten in een vroeg stadium te identificeren. Overigens moet gewezen worden op het feit, dat nog steeds zeehonden verdrinken in fuiken; aanbevolen wordt de regelgeving van het verplichte keerwant zodanig te herzien, dat verdrinking wordt voorkomen.
- Alle levend opgevangen dieren, die voor rehabilitatie worden aangeboden dienen goed gedocumenteerd en geregistreerd te worden, (leeftijd, vindplaats, klinische parameters etc). Ook de omvang van de effort rond de opvang dient te worden gekwantificeerd. Alleen dan kunnen deze gegevens betrouwbaar gecombineerd worden met de gegevens uit het internationaal gestandaardiseerde tellingsprogramma voor de gehele populatie. Dit is nodig om na te gaan of bepaalde segmenten van de populatie disproportioneel in de problemen geraken. De resultaten van pathologisch onderzoek aan dood gestrande en in opvang gestorven dieren, alsmede gegevens van in fuiken verdrongen dieren, dienen hier tevens bij te worden betrokken.
- Gedragsonderzoek bij de gewone zeehond, gericht op het vastleggen van huidige gedragsparameters, zou op zo kort mogelijke termijn moeten worden gestart. Deze waarden zouden vervolgens als referentiekader moeten dienen om eventuele veranderingen hierin, veroorzaakt door menselijke activiteiten, zoals recreatie en visserij,

vast te kunnen stellen. Speciale aandacht dient hierbij te worden gegeven aan gedrags- en fysiologische responsparameters met betrekking tot verstoring.

Bij het opzetten van een dergelijk monitorprogramma dat hopelijk kan gaan functioneren als een “early warning system” voor de situatie in de populatie dienen allereerst alle bovengenoemde onderdelen te worden geïncorporeerd. Overwogen dient te worden of, om de betrouwbaarheid te verhogen ook metingen aan levende in het wild levende dieren een onderdeel van dit monitorprogramma zouden moeten zijn. Naast praktische en methodologische aspecten spelen hierbij ook ethische aspecten een rol.

Een dergelijk monitorprogramma:

- behoeft nadrukkelijke internationale afstemming met de andere Waddenzee-landen
- biedt tevens de mogelijkheid om gericht onderzoek te doen naar immunologische, endocrinologische, reproductieve, trofische en toxicologische parameters,
- en biedt de mogelijkheid de rol te onderzoeken die infecties met virussen, bacteriën en parasieten spelen als het gaat om de gezondheid van individuele dieren en van de populatie in zijn geheel.

Met betrekking tot de opvang dient een hoge prioriteit te worden gegeven aan :

- omschrijven van de inspanning van vrijwilligers;
- richtlijnen met betrekking tot kwaliteitsgaranties.

Naast het pathologisch onderzoek aan dieren in de opvang kunnen wellicht ook gegevens verzameld worden die in een welzijnsevaluatie over het wel of niet opvangen kunnen worden gebruikt. Daarnaast dient beleid te worden gedefinieerd ten aanzien van gestrande exotische zeezoogdieren en zeehonden van “andere populaties”.

Tenslotte is het belangrijk om te waarborgen, dat alle bestaande wettelijke en beleidsmaatregelen ter instandhouding en bescherming van de huidige populatie van gewone zeehonden in relatie tot zijn ecosysteem internationaal worden afgestemd, adequaat worden geïmplementeerd en waar nodig aan veranderende situaties worden aangepast. Hierbij is een actief voorlichtingsbeleid naar de direct belanghebbenden en het publiek, gebaseerd op wetenschappelijk onderbouwde gegevens, van cruciaal belang.

Het spreekt vanzelf dat de verantwoordelijke beleidsinstanties zo’n beleid alleen kunnen uitbouwen als zij daarvoor bij de direct betrokkenen voldoende draagvlak vinden.