

Kennisdocument Europese aal of paling

Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)



Foto's voorblad:
Sportvisserij Nederland

**Kennisdocument Europese aal of paling,
Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)**

Kennisdocument 11

OVB / Sportvisserij Nederland

door

J.G.P. Klein Breteler

augustus 2005



Leijenseweg 115
Postbus 162
3720 AD Bilthoven
Telefoonnr.: 030-6058400
Faxnr.: 030-6039874

Statuspagina

Titel	Kennisdocument Europese aal of paling, <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)
Organisatie	OVb, vanaf 1-1-2006 overgegaan in Sportvisserij Nederland Postbus 162 3720 AD BILTHOVEN
Telefoon	030-605 84 00
Telefax	030-603 98 74
E-mail	info@sportvisserijnederland.nl
Homepage	www.sportvisserijnederland.nl
Auteur(s)	J.G.P. Klein Breteler
Redactie	W.A.M. van Emmerik
Emailadres	emmerik@sportvisserijnederland.nl
Aantal pagina's	85
Trefwoorden	Europese aal of paling, biologie, habitat, ecologie
Projectnummer	Kennisdocument 11
Datum	augustus 2005

Bibliografische referentie:

Klein Breteler, J.G.P., 2005. Kennisdocument Europese aal of paling, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 11. OVb / Sportvisserij Nederland, Bilthoven

© Sportvisserij Nederland, Bilthoven

Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de copyright-houder en de opdrachtgever.

Sportvisserij Nederland is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede schade welke voortvloeit uit toepassing van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Sportvisserij Nederland.

-

-

Samenvatting

In dit kennisdocument wordt getracht om de bestaande kennis over de aal (*Anguilla anguilla*) op een toegankelijke wijze te presenteren. Het document is bedoeld voor de visstand- en water- en natuurbeheerder. Zij hebben te maken met het beheer van de aalstand respectievelijk met het beheer van het habitat of de omgeving van de aal.

Eerst wordt ingegaan op de beleidsstatus van de aal, vervolgens op de systematiek, uiterlijke kenmerken en voor het beheer van belang zijnde genetische kenmerken. In hoofdstukken over de ecologie van de aal en over het habitat van de aal wordt de bestaande literatuur over de aal op dat vlak ontsloten. Daarbij worden ook eenvoudige Habitat Geschiktheids Index grafieken gepresenteerd. In het hoofdstuk over achteruitgang en bedreigingen wordt dieper op de achterliggende oorzaken van de achteruitgang in gegaan. Matregelen voor het herstel en het behoud van de soort en voor het beheer van het habitat worden behandeld, waarbij expliciet aandacht wordt besteed aan de stroomopwaartse en stroomafwaartse migratie. Het rapport eindigt met een beschrijving van de kennisleemtes en benodigd onderzoek.

Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	11
1.1	Aanleiding	11
1.2	Beleidsstatus	11
1.3	Afkadering	12
1.4	Werkwijze.....	12
2	Systematiek en uiterlijke kenmerken	13
2.1	Systematiek en genetische differentiatie.....	13
2.2	Uiterlijke kenmerken, herkenning en determinatie	14
2.2.1	Leptocephaluslarve	14
2.2.2	Glasaal	14
2.2.3	Rode aal	15
2.2.4	Schieraal	16
3	Ecologische kennis.....	19
3.1	Leefwijze en gedrag	19
3.2	Verspreiding	20
3.3	Migratie 21	
3.3.1	Landinwaartse migratie van glasaal en migratie van rode aal.....	21
3.3.2	Zeewaartse migratie van schieraal	22
3.4	Zwem- en klimvermogen.....	23
3.5	Vermogen om zich in te graven	26
3.6	Vermogen om zich over land te verplaatsen	26
3.7	Voortplanting	27
3.7.1	Gegevens uit kunstmatige voortplanting	27
3.7.2	Sex-ratio	28
3.7.3	Paaigronden.....	28
3.7.4	Gonaden.....	28
3.7.5	Fecunditeit.....	28
3.8	Zintuigen en oriëntatie	29
3.9	Groei, lengte en gewicht.....	29
3.9.1	Lengtegroei.....	29
3.9.2	Lengte gewichtverhouding	31
3.10	Voedsel 32	
3.10.1	'Breedkop' en 'spitskop' aal.....	33
3.10.2	Voedselconcurrentie met de brasem.....	34
3.11	Parasieten / ziekten	34
3.11.1	Virale ziekten	34
3.11.2	Bacteriële ziekten	35
3.11.3	Parasieten	35
3.12	Plaats in het ecosysteem	36
3.12.1	Predatie.....	36
3.12.2	Competitie	36
4	Visserij.....	39
4.1	Watertemperatuur	39

4.2	Zuurstofgehalte.....	41
4.3	Licht	42
4.4	Zuurgraad	43
4.5	Doorzicht en nutriënten.....	43
4.6	Saliniteit.....	44
4.7	Waterkwaliteit en vervuiling.....	45
4.8	Stroomsnelheid	46
4.9	Waterdiepte.....	46
4.10	Bodemsubstraat	47
4.11	Vegetatie.....	47
4.12	Verhang en afstand tot de zee	48
4.13	Minimum areaal	50
4.14	Migratie afstand	50
4.15	Migratiebarrières	51
4.15.1	Het getij zit niet meer mee	51
4.15.2	Dammen, stuwen, zeedijken en rivierdijken	51
4.15.3	Waterkrachtcentrales en gemalen.....	52
5	Achteruitgang en bedreigingen.....	55
6	Herstel, behoud en beheer	61
6.1	Typen en schaal van de maatregelen	61
6.2	Visserijbeheer en uitzettingen	61
6.2.1	Voldoende ontsnapping van schieraal	62
6.2.2	Optimale sociaal-economische benutting van de aal	64
6.2.3	Optimale preventie van schade aan het ecosysteem.....	66
6.3	Habitatbeheer en waterkwaliteitsbeheer	67
6.4	Aanleg en beheer van stroomopwaartse vismigratie voorzieningen	68
6.5	Aanleg en beheer waterkrachtcentrales en gemalen.....	69
6.6	Aalgerichte maatregelen en ervaringen in Nederland.....	71
7	Kennisleemtes en gewenst onderzoek	73
	Verwerkte literatuur	75

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Dit rapport maakt deel uit van de reeks van kennisdocumenten van een groot aantal Nederlandse vissoorten. De aanleiding voor het vervaardigen van deze kennisdocumenten is de wens om te komen tot een update van de bestaande Habitat Geschiktheids Index modellen. In dit rapport wordt ingegaan op de Europese aal of paling. Deze soort staat traditioneel in de belangstelling vanwege zijn culinaire waardering. De laatste jaren echter ook omdat het slecht gaat met de soort. Vanwege dit laatste wordt er door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en het Ministerie van Verkeer en Waterstaat een brochure uitgebracht over mogelijkheden bij waterbeheerders om de migratie van aal te bevorderen. Ook wordt er in 2005 een Dag van de aal georganiseerd teneinde de problematiek van de aal onder de aandacht van water- vis- en visstand-beheerders en –beleidsmakers te brengen. Dit rapport voorziet in informatie die bij dit laatste behulpzaam kan zijn.

1.2 Beleidsstatus

De Europese aal is een soort die in de Nederlandse Visserijwet is opgenomen en in Nederland een minimummaat heeft van 28 cm. De aal is in de Nederlandse Rode Lijst als “gevoelig” opgenomen omdat deze zo sterk achteruit gaat. Hij komt niet in de rode lijst van de IUCN voor. De Europese ICES/EIFAC Werkgroep Aal waarschuwt al geruime tijd voor de neerwaartse trend en heeft maatregelen voorgesteld. De Internationale Raad voor het Zee Onderzoek ICES heeft in 1998 aan de EU geadviseerd om een herstelplan voor deze soort op te stellen. Het Nederlandse Ministerie LNV en ook de Combinatie van Beroepsvissers hebben ieder in 2002 een Aalplan opgesteld. Deze plannen zijn deels in uitvoering. De Europese Commissie heeft in 2003 een Europees actieplan aangekondigd dat in 2004 door de Ministerraad is goedgekeurd. De prioriteit wordt daarin gelegd bij het veiligstellen van een voldoende hoeveelheid uittrekkende schieraal. Na overleg met de stakeholders tekent zich thans in de beleidsvorming in Brussel een sluiting van de visserij voor alle levensstadia van de aal af gedurende perioden van het jaar. Dit zou dan in werking moeten treden zolang als er nog geen herstelplan beschikbaar is.

In Nederland is er in 2005 door de stakeholders (sportvisserij en beroeps-binnenvisserij), alsmede milieugroepen een initiatief genomen om te komen tot een Nederlands beheerplan aal dat maatschappelijk en politiek gedragen wordt en dat voldoet aan de eisen die naar verwachting door Brussel zullen worden opgelegd.

1.3 Afkadering

In dit rapport staat de ecologie van de aal en de mogelijkheden om daarop zodanig in te spelen dat de aalstand verbetert, centraal. Maar ook is er enige aandacht voor bijvoorbeeld genetische en fysiologische- (met name verontreinigingen) en ziektekundige aspecten, omdat deze voor het voortbestaan van de soort eveneens van belang zijn.

1.4 Werkwijze

De gepresenteerde kennis in dit rapport is gebaseerd op literatuur onderzoek. Veel daarvan is ontleend aan de zeer uitvoerige monografie over aal van Tesch (1999), uit bestaande Habitat Geschiktheid Index modellen van de aal (Schouten, 1992; Klein Breteler, 1996; ICES/EIFAC, 2004). Waar nodig is dit aangevuld met informatie uit andere recente publicaties en beschikbare eigen kennis en inzichten.

2 Systematiek en uiterlijke kenmerken

2.1 Systematiek en genetische differentiatie

Systematisch gezien behoort de aal tot de orde Anguilliformes. Die orde omvat o.a. de families van de murenen, conger-alen en echte alen (Anguillidae). De familie Anguillidae bevat maar 1 taxonomisch geslacht, *Anguilla*, waarin een aantal soorten waaronder de Europese aal (*Anguilla anguilla*).

Er zijn door Tesch (1999) 19 verschillende soorten en ondersoorten van het biologische geslacht *Anguilla* ("De Alen") beschreven, die verspreid over de wereld voorkomen. In het Noord-Atlantische bekken komen de soorten *Anguilla anguilla* (de Europese aal) en *Anguilla rostrata* (de Amerikaanse aal) voor. De meest recente inzichten zijn dat dit twee aparte soorten zijn (Wirth & Bernatchez, 2003), dat deze soorten relatief laat in de evolutie uiteen zijn gegaan en dat ze daarom genetisch dicht bij elkaar staan (Lehmann *et al.*, 2000).

Johannes Schmidt (1923, 1925) toonde aan dat de jongste aallarven in de nabijheid van de Sargassozee gevangen kunnen worden en dat de larven met toenemende afstand van de Sargassozee steeds groter blijken te zijn. Beide soorten paaient daarom hoogstwaarschijnlijk in de Sargassozee. Hoewel dit onderwerp is geweest van discussie, is deze conclusie enerzijds nog nooit echt onderuit gehaald en anderzijds is deze nog nooit daadwerkelijk bewezen. Lange tijd is gedacht dat alle individuen van de Europese aal uit het gehele verspreidingsgebied naar dezelfde paaiplaats in de Sargassozee terugkeren (de soort wordt dan panmictisch genoemd), en dat ditzelfde geldt voor de Amerikaanse aal (Williams & Koehn, 1984; Tesch, 1999). Recent is daarover echter discussie ontstaan (Wirth & Bernatchez, 2001; Daemen *et al.*, 2001). Er bestaan thans aanwijzingen dat de Europese aal mogelijk niet een panmictische soort is en de Amerikaanse aal vermoedelijk wel. De genetisch effectieve populatiegrootte zou voor beide soorten verbazingwekkend klein zijn (Wirth & Bernatchez, 2003). De kleine genetisch effectieve populatiegrootte houdt onder meer in dat de populatie relatief gevoelig is voor verstoringen en dus relatief gemakkelijk kan uitsterven.

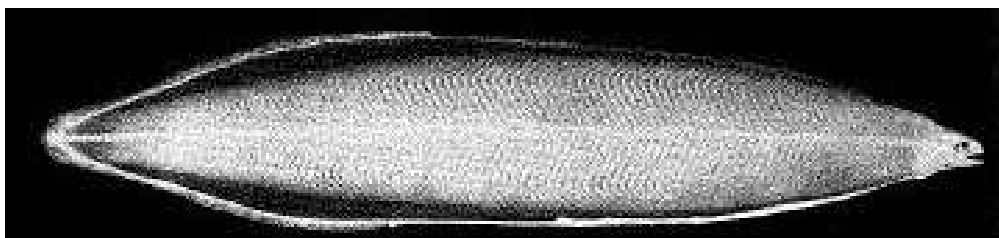
De soorten zouden overigens in het algemeen wel op verschillende plaatsen in de Sargassozee paaient, maar er zijn aanwijzingen voor een zone in de paaiplaatsen waarin gemeenschappelijk gepaaid wordt. Want er worden niet alleen in IJsland, maar zelfs tot in Marokko toe, niet alleen Europese alen gevangen, maar ook Amerikaanse alen en zelfs F₁ hybriden van die twee (Maes, 2005).

2.2 Uiterlijke kenmerken, herkenning en determinatie

De aal vertoont gedurende zijn levenscyclus verscheidene min of meer ingrijpende vormveranderingen (metamorfoses). Deels hebben die te maken met zijn gecompliceerde levenscyclus. Daarom is het niet gemakkelijk om voor alle levensstadia kenmerkende zichtbare eigenschappen te benoemen. Typerend is wel o.a. het aantal wervels (Boëtius, 1980). Bij meer dan 99% van de Europese aal bedraagt dit 111-120 (gemiddeld 115) en bij de Amerikaanse aal is dit 103-110 (gemiddeld 107). Onderstaand wordt ingegaan op de uiterlijke kenmerken per levensfase.

2.2.1 Leptocephaluslarve

Het heeft lange tijd geduurd voordat enig inzicht ontstond in de gecompliceerde levenscyclus van de aal. Zo werd in 1856 in de Middellandse Zee een visje gevangen, dat met zijn kleine, smalle kop en hoge, zijdelings afgeplatte lichaam meer aan een wilgenblaadje dan aan een aal deed denken. Het werd daarom eerst als een nieuwe soort (*Leptocephalus brevirostris*) beschreven. Pas ruim 40 jaar later werd dit herkend als een larvaal stadium van de aal en sindsdien wordt dit de Leptocephaluslarve van de aal genoemd. De allerjongste levensstadia van de aal, 5-7 mm lang, zien er overigens meer slangachtig uit en hebben opvallend grote vooruit stekende tanden (Tesch, 1991).



Een leptocephaluslarve (uit Tesch, 1999 en naar Schmidt, 1909)

2.2.2 Glasaal

Nadat de leptocephaluslarve op het continentale plat arriveert, verandert deze in een glasaal. De naam geeft aan dat deze dieren doorzichtig zijn. Het dier heeft dan al het uiterlijk van de 'volwassen' aal, maar mist op nagenoeg het gehele lichaam pigment. Alleen op de schedel, de staartpunt en aan de voorzijde van het lichaam bevindt zich enig pigment.

De glasaaltjes zwemmen naar de kust en groeien vervolgens daar op, of zwemmen de lagunes en rivieren in. Daar begint pigmentatie over het gehele lichaam op te treden en wordt de aal donker van kleur. Tot ver in de Middellandse Zee kunnen nog echte glasalen voorkomen. In de Oostzee komen tegenwoordig eigenlijk alleen maar gepigmenteerde alen voor.



Echte glasalen zijn doorschijnend; ze worden veelvuldig uitgezet (foto's OVB)

2.2.3 Rode aal

Een volledig gepigmenteerde aal in de opgroeifase wordt rode aal genoemd. Dit zijn de dieren die de meeste mensen (her)kennen als aal of paling (of IJsselmeerpaling). Het is eigenlijk het opgroeistadium van de aal op het continent en in de kustwateren.

De rode aal heeft een slangachtig lichaam en een relatief kleine kop met een enigszins bovenstandige bek. De dorsale en anale vin lopen, als een lange vinzoom, zonder onderbreking over in de kleine, afgeronde staartvin. De borstvinnen bevinden zich direct achter de kop, buikvinnen ontbreken.



Een typische rode aal; maar er komen veel kleurvormen voor (foto: Min. LNV)

Het lichaam is bedekt met zeer kleine schubben en is aan de staartzijde zijdelings afgeplat. De zijlijn is goed ontwikkeld. De bek-opening loopt door tot onder het geelgekleurde oog. De buikzijde is geel (Eng: 'yellow eel') tot wit gekleurd, deze kleur gaat op de zijden over naar lichtgrijs. De rugzijde varieert van bruingroen tot zwart, afhankelijk van het habitat. Bijzondere kleurvariëteiten komen voor, zoals uitzonderlijk licht gekleurde exemplaren uit ondergrondse rivieren, maar ook geheel witte, gele, goudkleurige of gevlekte alen worden soms aangetroffen.

2.2.4 Schieraal

Wanneer de aal geslachtsrijp aan het worden is en naar de zee begint te trekken, wordt hij schieraal genoemd. Op de zijden wordt een zilveren glans zichtbaar (Eng: 'silver eel') die zich naar de buikzijde uitbreidt. De rug krijgt een donkerder kleur, de borstvinnen worden zwart en het gehele lichaam krijgt een metaalachtige glans. Ook de ogen ondergaan een verandering: zij worden beduidend groter. Inwendig treden eveneens morfologische en fysiologische veranderingen op. Het is niet gemakkelijk om op grond van uiterlijke kenmerken een hard onderscheid te maken tussen schieraal en rode aal. Daarvoor is o.a. het opmeten van de oogdiameter en van de lengte van de borstvin nodig. Aanvullende kenmerken zijn de mate van zilverkleuring en van zichtbaarheid van de zijlijn.



Een schieraal (foto: Sportvisserij Nederland)

Het uiterlijk schier zijn van een aal hoeft niet altijd te resulteren in een migratie naar zee. De zeewaartse migratie kan tot meer dan 2 jaar na de classificatie als "echte" schieraal plaats vinden (Bruis *et al.*, 2003). De uiterlijke kenmerken van een schieraal zijn tot op zekere hoogte ook weer terug te veranderen naar die van een rode aal (Durif, 2003; Feunteun *et al.*, 2000).

3 Ecologische kennis

3.1 Leefwijze en gedrag

Wanneer de aal niet migreert, leidt hij een verborgen bestaan, verstopt in holten, ingegraven in de bodem of tussen waterplanten en beschermt tegen daglicht. Met het lichaam tot aan de snuitpunt in de bodem begraven, de ogen er net boven uit, maar vaak ook met een deel van het lichaam uit de dekking, ligt de aal op voorbijkomende prooi te wachten. In rivieren ligt de aal niet in de hoofdstroom, maar in de luwte achter of tussen bijvoorbeeld stenen. Een naderende prooi wordt verrast, waarbij de aal uit zijn schuilplaats schiet. Na het naar binnen werken van de prooi zwemt de aal wat rond of trekt zich weer terug in zijn schuilplaats (Berry, 1935 in Deelder, 1984). Het ingraven in de bodem doet de aal met een kurkentrekkervormige beweging, met de staart eerst. Hoewel de aal dus goed in staat is om zichzelf in te graven, is het voedselzoeken dieper in de bodem niet zijn specialisme. Dat laatste kan de aal slechts in het bovenste bodemlaagje en veel minder diep in de bodem als bijvoorbeeld een brasem (Nie, 1988b).

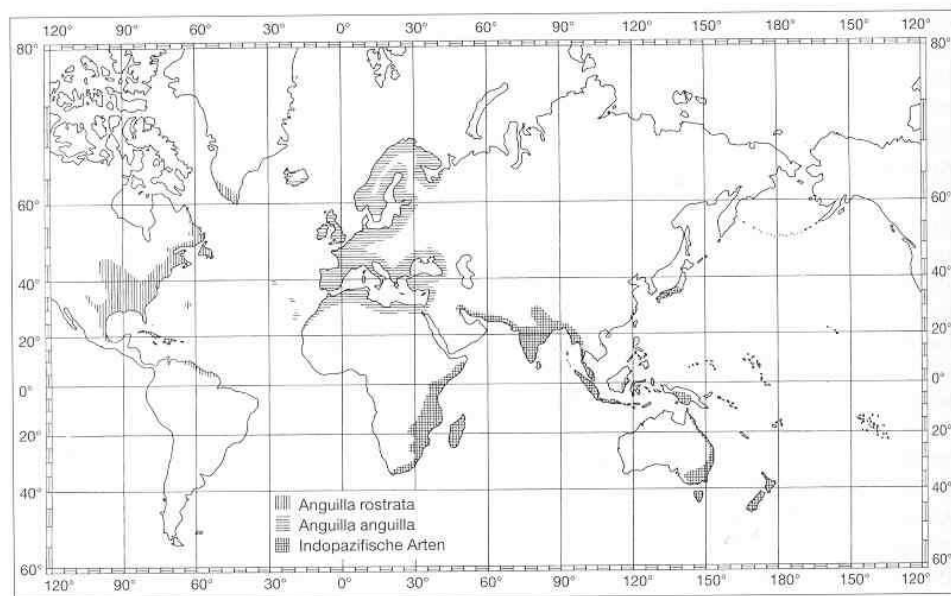
Daar de aal altijd mechanisch contact tracht te houden met zijn omgeving (Müller, 1975; Tesch, 1999), kruipen in het vrije water, waar geen geschikte schuilplaats voorhanden is, soms grote aantallen alen in een dichte kluwen bij elkaar. Zij vormen dan een grote bol, die door het water zweeft (Müller, 1975).

De aal vertoont de grootste activiteit gedurende de zomermaanden, wanneer de watertemperatuur het hoogst is. Wanneer in het najaar de watertemperatuur daalt, neemt de voedselopname af en rond oktober-november eet de aal vrijwel niets meer. In de koude winterperiode graaft de aal zich in de modderbodem in en verblijft in een rusttoestand, totdat de temperatuur in het voorjaar weer gunstig wordt. Vaak wordt aangenomen dat de aal in de winter dieper water opzoekt, maar volgens Müller (1975) wordt dieper water juist vermeden, omdat daar vaak zuurstofgebrek optreedt. Vanaf maart-april neemt de activiteit van de aal weer toe (Keune, 1965; Bergman, 1978; Tesch, 1999; Deelder, 1984). In de zuidelijke, warmere delen van het verspreidingsgebied duurt deze winterrust, als daarvan al sprake is, beduidend korter (Deelder, 1984). De afstand tussen het zomer- en winterhabitat kan variëren van enkele meters tot vele kilometers; in grote rivieren zelfs tot 60 kilometer (Mann, 1965 in: Tesch, 1991).

Ook kan het voorkomen dat de aal midden in het seizoen zijn habitat verlaat. Dit gebeurt als het waterniveau in grote rivieren verandert; bij stijgend water zwemt hij dan stroomopwaarts, als het waterniveau daalt zwemt hij met de stroom mee (Koops, 1962; Aker & Koops, 1973 in: Tesch, 1991). Frequenter habitat wisselingen komen echter ook voor: in de nabijheid van de kust levende alen zwemmen regelmatig de rivieren af om in zee op zoek te gaan naar voedsel, waarna ze weer terugkeren naar het binnenwater (Bertin, 1956; Müller, 1975).

3.2 Verspreiding

De aal is een katadrome soort. Dit houdt in dat aal ten behoeve van zijn voortplanting naar zee trekt en dat de jonge dieren voor de opgroei naar de continentale wateren en naar het zoete water trekken. Omdat de soort vermoedelijk in de Sargassozee paait (zie 2.2), betekent dit dat de ouderdieren dwars over de Atlantische oceaan zwemmen. Desondanks is het tot dusverre nauwelijks gelukt om deze dieren ook daadwerkelijk waar te nemen en te volgen tijdens deze reis. De verspreiding van de terugkerende larven van de aal op de Atlantische oceaan is veel beter bekend. Die liften mee met de Warme Golfstroom, bereiken daardoor een groot deel van Europa en Noord- en West Afrika en zwemmen de rivieren op. De aal komt dan ook van oorsprong in grote delen van Europa voor. Het verspreidingsgebied strekt zich uit van IJsland, Lapland en Finland in het noorden en noordoosten tot de Canarische Eilanden en Noord- en West-Afrika in het zuidwesten; de zuidoostgrens wordt gevormd door Israël, Turkije en het gebied rond de Zwarte Zee. Gelet op de migratiecapaciteiten van de soort, wordt het niet onwaarschijnlijk geacht dat de soort oorspronkelijk ook van nature in de bovenstroom van de Donau voorkwam (Tesch, 1991). Tegenwoordig komt de soort daar en meer naar het Oosten (en lokaal zelfs in Japan!) voor als gevolg van uitzettingen of ontsnappingen. Ook de Amerikaanse aal komt overigens in Europa voor, vermoedelijk van nature, zij het met slechts 0,1-0,4% in Noord-Europa en nog minder frequent in zuidelijker delen van Europa (Boëtius, 1980; Maes, 2005). De verspreiding van de Europese aal, en andere aalsoorten, wordt in onderstaande figuur weergegeven.



Figuur 3.1 **Verspreidingsgebieden van verschillende aalsoorten (uit Tesch, 1999)**

3.3 Migratie

Tijdens zijn leven maakt de aal twee maal een lange reisperiode door. Zodra de aallarven uitgekomen zijn, begeven ze zich vanuit de Sargassozee naar Europa en Noord-Afrika, daarbij geholpen door oceaanstromingen. Hier trekken de dieren de rivieren op. Ze kunnen echter ook in kustwateren opgroeien. Ze verblijven in het zoete water of de kustwateren tot ze geslachtsrijp zijn geworden. Dan gaan ze weer terug naar hun geboortegrond om zich voort te planten.

3.3.1 Landinwaartse migratie van glasaal en migratie van rode aal

De aallarven ontwikkelen zich in en nabij de Sargassozee eerst tot afgeplatte, wilgenbladvormige *Leptocephalus*-larven. Deze migreren naar de continentale plateaus, veranderen daar van vorm (metamorfose) en zijn dan glasalen geworden. De lengte van voor de Nederlandse kust (bij Den Oever) gevangen glasalen varieert van 56-92 mm (Deelder, 1984) en de leeftijd ligt volgens Van Utrecht & Holleboom (in: Deelder, 1984) tussen 1 en 6 jaar. Bij die leeftijdsschatting blijkt echter een foutieve methode te zijn gebruikt. Recente schattingen geven aan dat de leeftijd van de glasalen varieert van 1-3 jaar. Het tijdstip, waarop de glasalen de zee verlaten en het zoete water intrekken, is sterk afhankelijk van de watertemperatuur. In Ierland begint de glasaaltrek gewoonlijk rond eind mei, wanneer het water een temperatuur van 13 à 14°C heeft bereikt (Moriarty, 1986). Tijdens zachte winters echter verschijnen de eerste glasalen al in december voor de Nederlandse kust. Bij een watertemperatuur van 9°C beginnen er al glasalen migratiegedrag te vertonen, maar massale migratie treedt pas op als de temperatuur van het water 10°C of hoger is geworden. Wanneer de temperatuur te laag wordt, stopt de glasaaltrek en wordt pas weer voortgezet als het water weer warmer is geworden (Deelder, 1984). In Zuid-Europa trekken de glasalen vanaf november tot maart, in onze streken vanaf maart tot juni (ICES/EIFAC, 2004).

Voor 's nachts, tijdens vloed, trekken de glasalen massaal landinwaarts. Ze zwemmen dan dicht onder de oppervlakte, terwijl ze bij eb de bodem opzoeken. Om de juiste zwemrichting te bepalen, oriënteren ze zich met behulp van het zijlijnorgaan op de rivieroever, die op een afstand van meer dan een meter nog waargenomen wordt. In jaren van overvloed zijn ze als een witte band van glasalen vlak langs de oever te herkennen. Geholpen door de landinwaarts gerichte vloedstroom kunnen de glasalen per uur een afstand van 2,5 km afleggen (Deelder, 1984). Ze blijken in het eerste jaar ook tot 150 km landinwaarts aan de oppervlakte door te kunnen zwemmen en kunnen dan in hetzelfde jaar hun weg in de onderste waterlagen nog vervolgen. Hoever zij zwemmen hangt af van de plaatselijke dichtheden van aal en van de migratiebelemmeringen (stuwen bijvoorbeeld) die zij onderweg tegenkomen (Tesch, 1999).

Jonge gepigmenteerde aal en rode aal kan behoorlijk plaatstrouw zijn. Er zijn verplaatsingsexperimenten bekend in het Wadden-kustgebied bekend

waaruit blijkt dat veel van de verplaatste alen over afstanden van bijna 100 km terugkeerden naar hun oorspronkelijke vangstplaats. Maar vooral in de herfst en in het voorjaar wil de rode aal ook wel migreren. Dat wordt doorgaans door wisselende waterstanden (doorgaans stroomopwaarts bij hoge waterstanden en omgekeerd) en door temperatuurverschillen veroorzaakt. Deze migratie vindt ook overwegend 's nachts plaats. Het stroomopwaarts trekken van de jonge aal gebeurt tot een lengte van maximaal 40 cm, maar meestal gaat het om exemplaren tot 30 cm. (Tesch, 1999). Er zijn ook indicaties dat er in het voorjaar een aanmerkelijke stroomafwaartse rode aal migratie plaats vindt. Deze migratie treedt op bij hoger water, gebeurt langzaam en over de uiterwaarden, dus niet snel en niet in de hoofdstroom zoals bij schieraal (Bürger, 1926 in: Staas *et al.*, 2004). De jaarlijkse migratie afstand stroomopwaarts verschilt tussen rivieren en bedraagt in rivieren in het Verenigd Koninkrijk 8-46 km. Het kan vele jaren duren voordat alen de meest stroomopwaartse delen van de rivieren bereiken (Solomon & Beach, 2004a).

Feunteun *et al.* (2001) onderscheiden vier typen van stroomopwaartse migratie bij glasaal en rode aal: "founders", "pioneers", "home range dwellers" en "nomads". De founders zwemmen door tot ze een plek gevonden hebben die geschikt en niet te druk bezet is. De pioneers zwemmen direct door tot ze niet meer verder kunnen. De home range dwellers blijven op dezelfde plek zitten en de nomads vertonen onregelmatig trekgedrag. Een individuele aal kan tijdens zijn leven volgens deze auteurs al deze vormen van trekgedrag vertonen. Door deze variatie tussen groepen individuen en binnen het leven van een individuele aal is de aal in staat om optimaal gebruik te maken van de opgroei mogelijkheden van een watersysteem.

De verspreiding van de aal over de wateren is voor de verschillende sexes verschillend. Mannelijke dieren overwegen getalsmatig in de binnenwateren nabij de kust. In wateren verder het binnenland in, bijvoorbeeld in het Duitse deel van het Rijnsysteem, domineren de vrouwelijke (grotere) dieren. Bovendien zijn de wateren aan de Noordelijke rand van het verspreidingsgebied (Scandinavië) vooral bevolkt met vrouwelijke aal. Dit wordt vermoedelijk door de dichtheden bepaald (zie 3.4.2).

3.3.2 Zeewaartse migratie van schieraal

Wanneer de volwassen aal geslachtsrijp is geworden, trekt hij naar zijn geboortegrond. De paaitrek begint omstreeks het eind van de zomer of het begin van de herfst (Tesch, 1991). De dieren zouden dan in het voorjaar in het paaigebied kunnen zijn. Schieraal trekt echter, na de winterstop, nog tot aan de zomer de rivieren uit (Haddingh *et al.*, 2003). Mannetjes vertrekken eerder dan vrouwtjes, vaak als ze nog rode aal zijn, terwijl vrouwtjes pas naar zee trekken als ze schier zijn geworden; daarbij vertonen alen die verder noord- en oostwaarts de rivieren zijn opgetrokken, eerder in het seizoen migratiegedrag dan hun soortgenoten die zich meer in het zuiden en westen bevinden (Meyer-Waarden, 1965). In de Oost- en Noordzee is de belangrijkste vangstperiode van schieraal in oktober, in Noord-Frankrijk in oktober-november

en in Zuid-Frankrijk en Spanje in november-december (Tesch, 1991, 1999). In Hollandse kanalen zijn de hoogste schieraalvangsten in augustus en in het IJsselmeer in september-oktober (Deelder, 1954, 1970 in: Tesch, 1999). ICES/EIFAC (2005) geeft een recent overzicht van de seizoenen waarin de schieralen trekken in verschillende Europese regio's en watersystemen.

De stroomafwaarts trekkende schieralen zwemmen bij voorkeur in de sterkste stromingen van de hoofdstroom van rivieren, soms ook samengebond tot knopen van 2 m diameter. Hier zijn zwemsnelheden van 2 kilometer per uur waargenomen. Zij laten zich bij voorkeur drijven (Dui: 'Treibaale') in de onderste en middelste waterlagen, maar kunnen ook in ondiepe waterlagen voorkomen. In de zoutere wateren aangekomen, begint er een meer actieve migratie op te treden, waarbij ze zich enerzijds passief mee laten voeren met de ebstroom en anderzijds weerstand bieden tegen de vloedstroom. De grootste migratie-activiteit heeft plaats tussen zonsondergang en middernacht, tijdens de eerste donkere uren van de nacht. Vooral in de periode tijdens of na het laatste maankwartier zijn schieralen bijzonder actief (Tesch, 1991).

De migratie van schieraal wordt ook gestimuleerd door de weerscondities (regen en storm), hoge waterstanden, troebelheid van het water en hoge rivierafvoeren of hoge kunstmatige afvoeren (Tesch, 1991, 1999; Acou *et al.*, 2000). Schieralen kunnen indien nodig ook over land kruipen. Dat gebeurt bijvoorbeeld bij lagunen die door strandwallen afgesloten zijn en wanneer tijdens najaarsstormen het zeewater over deze strandwallen spoelt (Tesch, 1999).

De migratie van schieraal op zee is vooral in de Oost- en Noordzee onderzocht. Er worden afstanden afgelegd van 5-63 km per dag. Als de Oostzee-alen de Sont gepasseerd zijn, kiezen ze een noordwestelijke richting, evenals de Noordzee-alen. Voor zover bekend gaan ze dus niet door het Kanaal, maar veel informatie bestaat hier niet over. Bij de rand van het continentale plat gaan ze dan over op een (Zuid-) Westelijke koers (Tesch, 1999). De schieralen blijken in de Noordzee selectief gebruik te maken van transport door de getijstroom (McCleave & Arnold, 1999).

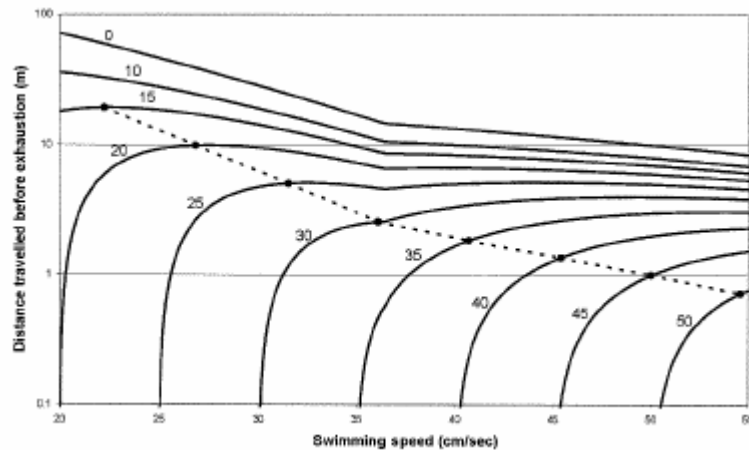
Het is tot dusverre nog niet gelukt om schieralen te volgen naar de paaigronden, die vermoedelijk in de Sargassozee liggen. Wel is uit experimenten in zwemtunnels bekend dat het zwemmen over een afstand van 6000 km (dit is de afstand tot de Sargassozee) 40-60% kost van de energievoorraad van een vrouwelijke schieraal. En dat het resterende deel dus over blijft ten behoeve van de voortplanting (Van Ginneken & Van den Thillart, 2000; Van den Thillart *et al.*, 2004).

3.4 Zwem- en klimvermogen

Geholpen door de landinwaarts gerichte vloedstroom kunnen de glasalen per uur een afstand van 2,5 km afleggen (Deelder, 1984). Ze blijken in het eerste jaar ook tot 150 km landinwaarts aan de oppervlakte door te kunnen zwemmen en kunnen dan in hetzelfde jaar hun weg in de

onderste waterlagen nog vervolgen. Hoever zij zwemmen hangt af van de plaatselijke dichtheden van aal en van de migratiebelemmeringen (stuwen bijvoorbeeld) die zij onderweg tegenkomen (Tesch, 1999).

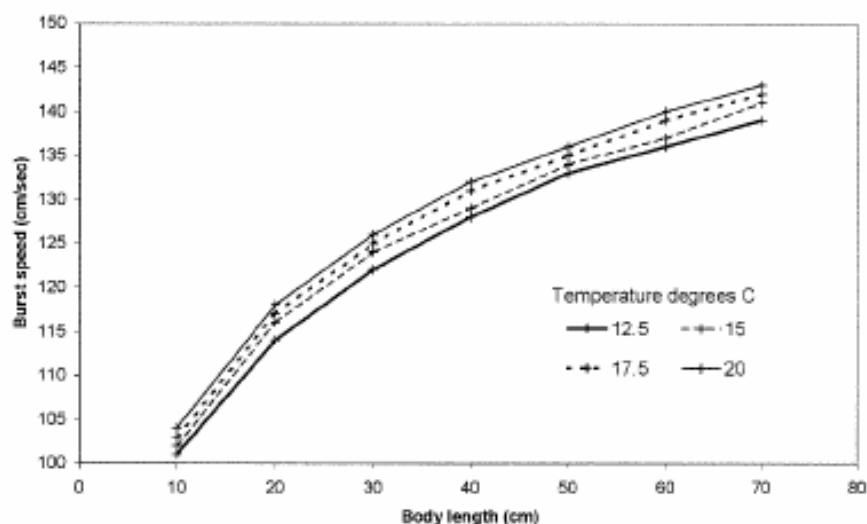
Sörensen (1951) mat maximale zwemsnelheden van 7-10 cm lange aal over een zwemtraject van 1,2 m lengte van 40 cm/sec bij 19,8 °C. Gezien de proefopstelling (waarschijnlijk geen laminaire stroming) moet dit als een maximum schatting worden beschouwd. Riemersma & Quak (1991) geven een algemene (theoretische) relatie tussen de sprintsnelheid van een vis enerzijds en de lichaamslengte van de vis en de spiertemperatuur. Veronderstellend dat dit laatste bij geadapteerde dieren ook de watertemperatuur is, dan kan berekend worden dat glasalen een sprintsnelheid van ca. 80 cm/sec. kunnen behalen. Dit komt ongeveer overeen met de vuistregel van 10x de lichaamslengte. Dit lijkt echter onvoorstelbaar hoog voor glasalen en is ook niet te rijmen met de gegevens van Sörensen (1951). In een gecombineerd modelonderzoek en laboratorium onderzoek in zwemtunnels kwamen Solomon & Beach (2004) tot het verband zoals weergegeven in figuur 3.2 tussen de zwemsnelheid van 7,2 cm lange glasalen en de maximaal afgelegde afstand voordat uitputting optrad.



Figuur 3.2 De relatie tussen de zwemsnelheid van glasaal en de maximaal afgelegde afstand voordat de glasaal uitgeput raakt (uit: Solomon & Beach, 2004)

De getallen binnen de figuur geven de actuele stroomsnelheden aan. De figuur laat onder meer zien dat, als de stroomsnelheid meer dan 20 cm/s bedraagt, de glasalen niet verder dan 10 m kunnen zwemmen, want dan raken ze uitgeput (N.B. let op de logaritmische schaal op de verticale as). En bij hogere stroomsnelheden neemt die afstand nog verder af (tot minder dan 1 m afgelegde afstand bij een stroomsnelheid van 50 cm/s en een zwemsnelheid van 55 cm/s). De stippellijn geeft de bevindingen van Barber & Krueger (1994) weer die tests in zwemtunnels uitvoerden met glasaal van de Amerikaanse aal.

Solomon & Beach (2004) voorspellen de sprintsnelheden van aal van 10-70 cm bij verschillende temperaturen volgens het verband in Figuur 3.3.



Figuur 3.3 Sprintsnelheden van aal in afhankelijkheid van de lengte van de aal (uit Solomon & Beach, 2004)

Het gaat in deze figuur om zwemsnelheden die ten minste 20 seconden volgehouden kunnen worden. Een aal van 70 cm kan dus gedurende 20 seconden tot ca. 145 cm/s zwemmen. De maximale zwemsnelheid van rode aal gedurende 1 uur bleek echter in de praktijk 170 cm/s te bedragen (Tesch, 1974). Bij zwemsnelheden boven 2 lichaamslengten per seconde vertonen sommige rode aalen echter stress (Van Ginneken *et al.*, 2002).

De maximale zwemsnelheid van schieraal in de Noordzee bleek gedurende 1 uur lang 115 cm/s (Tesch, 1974); dit is 4,15 km/u. Over een 24-uursperiode gerekend zijn op zee snelheden van 1-2 km/u gemeten (Westin & Nyman, 1979). Van den Thillart *et al.* (2004) lieten schieralen vanaf 70 cm lengte gedurende 3 maanden in zwemtunnels zwemmen met een snelheid van 0,5 x de lichaamslengte per seconde. Dit komt overeen met een snelheid van ca. 36 cm/s (1,3 km/u). Door de hoge zwem-efficiëntie van de aal houden deze schieralen na 6000 km zwemmen nog 40% van hun oorspronkelijke lichaamsenergie over voor de voortplanting.

Naast de zwemsnelheid is bij het passeren van obstakels in de migratieroute ook het klimvermogen van glasaal van belang. Het vermogen van glasaal om over hindernissen heen te klimmen, mits de omgeving vochtig genoeg is om ze tegen uitdrogen te beschermen, is formidabel. Zelfs loodrechte wanden kunnen, wanneer deze ruw en nat zijn, overwonnen worden. Glasaal is zelfs in beperkte mate in staat om de waterval bij Schaffhausen in de Rijn (24 m hoog) te overwinnen (Meyer-Waarden, 1965; Bergmann, 1978; Tesch, 1999). In laboratorium omstandigheden is gebleken dat de glasalen een hogere temperatuur nodig hebben om te klimmen (vanaf 12°C met een maximum bij 22-25°C) dan om te zwemmen (vanaf 4°C met een maximum bij 12-17 °C) (Solomon & Beach, 2004a).

Dit fenomenale klimvermogen van glasaal wordt veelvuldig gebruikt om door mensen vervaardigde obstructies van waterwegen voor deze dieren

passeerbaar te maken. De inrichtingen die daarvoor ontworpen en vervaardigd zijn worden aalladders genoemd.

Glasaal kan zich ook als een soort superorganisme gedragen: waar- genomen is dat ze zich in een hoek van een teil om elkaar heen draaiend en vlechtend gezamenlijk als een soort piramide omhoog werken en zo hoogtes overwinnen (pers. med. R. Rosell).

Overigens zijn niet alleen glasalen in staat om klimmend omhoog te komen. Ook rode aal kan dat, mits ze voldoende ondersteund worden. Aalladders dienen daarop te zijn afgestemd.

3.5 Vermogen om zich in te graven

Alen kunnen zichzelf ingraven om te schuilen. Dat doen zij met een soort kurkentrekker-achtige beweging, beginnend met de staart. Zij bewonen in de winter ook diepere gangen, tot 70 cm diep en eindigend in een hol, die in de oevers zijn uitgegraven. In dergelijke hollen werden meermalen verscheidene alen (tot 12 stuks) aangetroffen (Klein Breteler *et al.*, 1990). Het is niet bekend in welke mate de alen deze hollen zelf graven. Ook in gevangenschap gehouden alen zoeken elkaar op. Wanneer in een aquarium verscheidene buizen als schuilplaats worden aangeboden, trekken de alen zich, als de ruimte het enigszins toelaat, soms met z'n allen in één en dezelfde buis terug en laten de overige buizen onbewoond (Tesch, 1999).

3.6 Vermogen om zich over land te verplaatsen

Mits de aal tegen uitdroging beschermd is, kan hij buiten het water lange tijd in leven blijven.

In het water neemt de aal 90% van de benodigde zuurstof via de kieuwen op en 10% door de huid. Buiten het water neemt de huidademhaling het grootste deel van de zuurstofvoorziening voor zijn rekening, namelijk 65%. Via de kieuwen wordt dan nog 35% van het zuurstof opgenomen (Berg & Steen, 1965 in Tesch, 1999). Wanneer de aal zich op het land bevindt, zijn de kieuwholten met lucht gevuld en wordt het zuurstof daaruit langzaam verbruikt. Bij een temperatuur van 20°C wordt deze lucht één maal per minuut ververst; in het water wordt deze kieuw- beweging 20 maal per minuut uitgevoerd.

De zwemblaas dient slechts als noodreserve voor lucht en niet, zoals vaak wordt aangenomen, als ademhalingsorgaan: in experimenten treedt, bij een temperatuur van 15°C, na verloop van tijd namelijk toch zuurstofgebrek op, wat duidt op het 'opraken' van de reservelucht in de zwemblaas (Berg & Steen, 1966 in Tesch, 1999). Bij lagere temperaturen (ca. 7°C) en in een vochtige omgeving kan de aal dagenlang buiten het water in leven blijven.

De aal verlaat het water wanneer de omstandigheden plotseling ongunstig worden, zoals bij afvalwaterlozingen en gaat dan op zoek naar ander water in de omgeving, of wacht, in de bodem ingegraven, betere tijden af. Zo trekt de aal zich in de modder terug wanneer het waterniveau sterk is

gedaald, om uitdroging te voorkomen, of beschermt zich in de winter op dezelfde wijze tegen de koude; soms bevinden zich dan wel 30 alen bij elkaar. Ook is bekend dat in kweekvijvers alen zich bij afvissen in de bodem verbergen (Tesch, 1999).

De aal kan behoorlijke afstanden over land afleggen. Deelder (1984) vermeldt een experiment van Schäffer (1919), waarin alen over een afstand van enkele honderden meters over land verplaatst werden. De dieren waren steeds in staat om het dichtstbijzijnde water te bereiken. Volgens Tesch (1999) maken alen echter gebruik van hun eigen slijmspoor, dat zij bij het verlaten van het water achterlaten, om het water weer terug te kunnen vinden. Alen die het water niet op eigen kracht hebben verlaten, zouden niet in staat zijn om dit terug te vinden. Een experiment bewees dit: twaalf met de hengel gevangen alen werden op een afstand van slechts vier meter van het water in het gras gelegd en na een halve nacht ontbrak nog steeds geen enkel dier.

Ook migrerende aal komt, weliswaar noodgedwongen, regelmatig het water uit om een barrière te passeren, waarna de reis weer kan worden voortgezet.

Tenslotte kunnen hier meldingen genoemd worden dat de aal ook het land op schijnt te gaan om voedsel te zoeken (Bergmann, 1978; Tesch, 1999, Stoop 1988). Zij hebben het dan vooral gemunt op in erwtenvelden en moestuinen levende slakken. Ook in weilanden worden alen wel aangetroffen, waar zij in het vochtige gras jacht maken op regenwormen.

3.7 Voortplanting

3.7.1 Gegevens uit kunstmatige voortplanting

Over de voortplanting van de aal is niet erg veel bekend omdat er nog nooit natuurlijk afpaaiende alen zijn waargenomen en onderzocht. Vermoedelijk speelt de voortplanting zich af in de Sargassozee, maar dit is een dermate groot gebied dat het nooit gelukt is om paaiende alen aan te treffen. Onder kunstmatige omstandigheden zijn er wel pogingen gedaan om de aal voort te planten. Bij de Europese aal voor het eerst met succes in 1964. In Japan is daar veel werk aan verzet en men schijnt zover te zijn dat men, weliswaar met hoge inspanningen gepaard gaand, kleine hoeveelheden aallarven van *A. japonica* kan kweken. Bij de Universiteit Leiden is men in staat om de Europese aal in de goede toestand te brengen voor spontane voortplanting. Eén van de huidige hypothesen ten aanzien van het afrijpen van de alen is dat daarvoor de zwemprestatie (6000 kilometer naar de Sargassozee) benodigd is. Het uitbroeden van de eieren en het opkweken van aallarven is *A. anguilla* tot dusverre nog niet gelukt.

Het paaigedrag en de bevruchting zijn alleen uit gevangen en kunstmatig tot voortplanting gebrachte aal bekend. De Rijksuniversiteit Leiden heeft hier ook fraaie filmopnamen van.

3.7.2 Sex-ratio

De geslachtsverhouding van de paaidieren is nog nooit vastgesteld, want het is tot dusverre nog niet mogelijk gebleken om de paaiende dieren op de paaiplaatsen te treffen.

Er is wel veel bekend over de geslachtsverhouding op de plaatsen waar de rode aal voorkomt. Het onderscheid tussen vrouwelijke en mannelijke dieren op uiterlijke kenmerken is alleen mogelijk op basis van de lengte. Mannelijke dieren worden nooit groter dan 50 cm. Voordat zij die lengte hebben bereikt, zijn zij schier geworden en zo mogelijk naar de paai-gronden gemigreerd. Vrouwelijke dieren kunnen (veel) groter worden dan 50 cm. Aal groter dan 50 cm is dus altijd vrouwelijk van geslacht.

Moeilijker ligt het met aal kleiner dan 50 cm, want dit kunnen ook jonge vrouwelijke alen zijn. Het probleem met de aal is dat de sexe maar ten dele genetisch vast ligt. Bij zoogdieren bijvoorbeeld is de sexe volledig genetisch bepaald. Maar bij een aantal vissoorten, waaronder de aal wordt de geslachtsontwikkeling mede bepaald door omgevingsinvloeden. Tesch (1999) concludeert dat de vele experimenten er op wijzen dat de alen zich bij grotere bezettingsdichtheden vaker tot mannelijke aal ontwikkelen en dat bij lagere dichtheden, zoals stroomopwaarts in rivieren, de alen vooral vrouwelijk worden. In dit verband wordt ook wel het voorbeeld van Lough Neagh in Noord Ierland genoemd, waar de aalpopulatie oorspronkelijk voor 100% uit vrouwelijke dieren bestond, maar waar het percentage mannelijke dieren, vermoedelijk als gevolg van uitzettingen (en toegenomen bestandsdichtheid), toenam tot 86% (Parsons *et al.*, 1977). De Oostzee populatie van schieraal bestaat ook grotendeels uit vrouwelijke dieren. Dit is eveneens relatief veraf gelegen en het hoge aandeel vrouwelijke dieren zou op hetzelfde mechanisme van een dichtheidsafhankelijke geslachtsontwikkeling kunnen duiden.

3.7.3 Paaigronden

De aal paait vermoedelijk in de Sargassozee. In hoofdstuk 2 is hier uitgebreider op ingegaan.

3.7.4 Gonaden

Vanaf een lengte van 20 cm van de aal beginnen de gonaden van mannelijke en vrouwelijke alen te verschillen. Vrouwelijke gonaden zien er meer als een bredere, meer gekrulde band uit dan mannelijke. In o.a. Tesch staan hier foto's van. Maar voor leken is het verschil moeilijk te zien.

3.7.5 Fecunditeit

Het aantal eieren van een rijpe Amerikaanse aal van 560 g bedroeg 1,3-1,5 miljoen stuks. Dat aantal (y) laat zich volgens Tesch (1999) uit de lengte van de aal (x) berekenen volgens $\log(y) = -4,2951 + 3,74418 \log(x)$.

3.8 Zintuigen en oriëntatie

De aal hoort en ziet slecht. Het gezichtsvermogen beperkt zich hoofdzakelijk tot het onderscheiden van licht en donker (Deelder, 1984). Het reuk-smaak vermogen is echter formidabel en wordt in het glasaal stadium, als rode aal en als schieraal goed gebruikt.

Glasaal wordt door geosmine (trans-1,10 dimethyl-trans-9-decalol) aangetrokken. Deze 'aardgeur' wordt geproduceerd door actinomyceten (een groep schimmels), komt algemeen voor in natuurlijk water en is mogelijk een belangrijke geurprikkel waarom glasalen het zoete water in trekken (Tosi & Sola, 1993). Er zijn nog een aantal andere chemische stoffen ontdekt, met bijna onuitsprekelijke namen, die reeds werkzaam zijn bij de zeer lage concentraties van 10⁻⁹ tot 10⁻¹³ mg/l en kunnen richtinggevend zijn bij de stroomopwaartse migratie (Sola, 1995).

Het reukvermogen van rode aal is ongelooflijk goed ontwikkeld en evenaart dat van de hond. De aal is in staat om 25 mg gemalen Tubifex, wanneer dit verdund zou worden tot in 6670 miljoen kubieke meter (!) water, nog waar te nemen (Tesch, 1999). Zo'n volume water is van dezelfde grootte-orde als de inhoud van het gehele IJsselmeer. Dit reukvermogen stelt de aal ook in staat om zijn prooien op afstand te vinden. Het reukvermogen wordt vermoedelijk ook gebruikt voor sociale contacten en bij migratie. Water waarin aal langere tijd verblijft, blijkt andere rode alen aan te trekken (Pesaro *et al.*, 1981). Hiervan wordt ook gebruik gemaakt bij het aantrekken van aal bij aalpassages.

Schieralen gebruiken hun reukvermogen vermoedelijk ook bij de waarneming van het zoutgehalte. Wanneer ze stroomafwaarts de rivier af zwemmen of drijven richten ze zich actief tegen de zoute vloedstroom in wanneer zij bij de riviermonding komen. Rode aal doet dit niet en schieraal waarbij het reukorgaan onklaar is gemaakt, doet dit evenmin (Tesch, 1999). Het reukvermogen lijkt voor schieralen ook belangrijk voor het vinden van de weg uit de Oostzee naar de Atlantische Oceaan. Schieralen waarvan het reukvermogen onklaar was gemaakt, konden de weg naar de Sont, de uitgang naar de Atlantische Oceaan, niet goed meer vinden (Westin, 1998).

Er zijn ook aanwijzingen dat de aal korte pulstreinen van kleine elektrische stroompjes uitzendt en daarop ook reageert. De frequentie van de pulsen en de sterkte ervan variëren met de tijd van de dag en de dichtheid van de alen (Chepurnov *et al.*, 1971). Mogelijk worden deze stroompjes gebruikt voor onderlinge communicatie en schoolvorming.

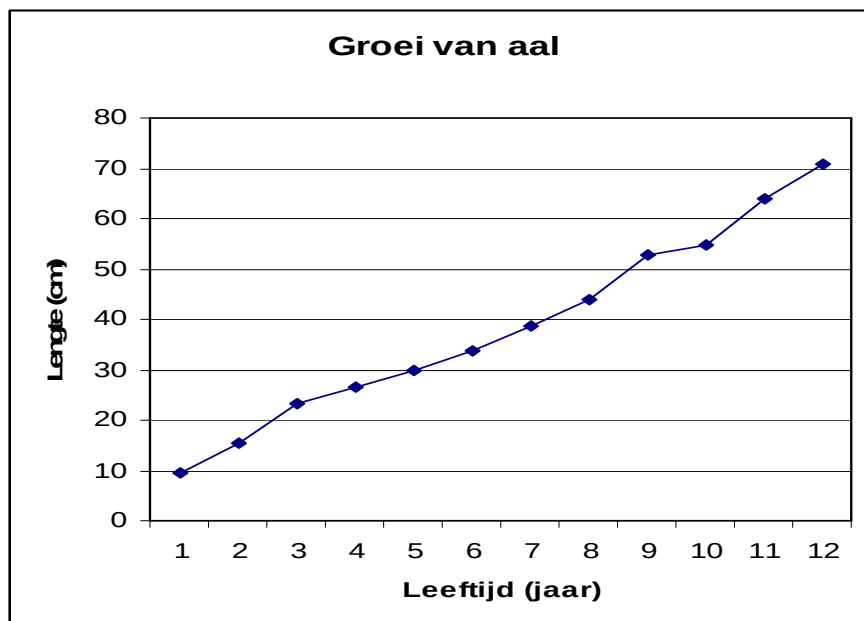
3.9 Groei, lengte en gewicht

3.9.1 Lengtegroei

De groeisnelheid van de aal is zeer sterk afhankelijk van de omstandigheden in het leefgebied van de aal. De geografische ligging is van invloed

op de watertemperatuur en bepaalt de lengte van het groeiseizoen. In gematigde streken stopt de groei in de winter helemaal (Moriarty, 1978). Het voedselaanbod heeft uiteraard ook een grote invloed op de groeisnelheid, evenals het geslacht (vrouwtjes groeien in het algemeen sneller dan mannetjes) en de waterkwaliteit (Müller, 1975; Tesch, 1991). Verder is de groei ook dichtheidsafhankelijk (Cars *et al.*, 1999; Klein Breteler *et al.*, 1990). Afhankelijk van de hiervoor genoemde omstandigheden kan de jaarlijkse lengtetoeename variëren van minder dan 3 cm tot 17 cm (Tesch, 1991). Het is moeilijk om in de praktijk de groei te meten. De aal heeft kleine diep in de huid liggende schubben die zich slecht lenen voor een groeibepaling op basis van winterringen. De gehoorsteentjes (otholieten) zijn daar beter voor geschikt, maar de betrouwbaarheid van de daarin aangetroffen ringen is voor discussie vatbaar (Vøllestad *et al.*, 1988).

De gemiddelde groei in verscheidene Europese wateren verloopt volgens Peñáz & Tesch (1970, in: Tesch, 1999) volgens het verband in Figuur 3.4. In het algemeen gaat men in de Nederlandse situatie uit van een gemiddelde groei van 3 cm per jaar. In mediterrane landen kunnen vanwege de temperatuur wel groeisnelheden van 17 cm per jaar gehaald worden. In Nederland kan wel 14 cm per jaar gehaald worden (glasaal in 1 jaar tijd naar 19-24 cm, in 2 jaar tijd naar 30-35 cm) in nieuw bezette vijvers waar eerder geen aal zat en waar veel landgebonden voedsel door de aal benut werd (Klein Breteler, 1992). Dit betrof glasalen uit Frankrijk. Engelse glasalen groeiden langzamer (tot 17-20 cm na 1 jaar en 27-29 cm na 2 jaar) en glasalen uit Nederland nog langzamer (14-18 cm na 1 jaar en 25-27 cm na 2 jaar). Mogelijk zijn dergelijke groeisnelheden in Nederland ook wel te halen in polders met hooilanden en zonder pesticiden gebruik of in wateren met veel overstromingsvlakten en waar overvloedig voedsel vanaf het vasteland beschikbaar komt.



Figuur 3.4 Lengte groei van aal in verscheidene Europese wateren (naar Tesch, 1999)

De groei is ook duidelijk afhankelijk van de bezettingsdichtheid. Dat bleek in gecontroleerde proeven in vijvers (Klein Breteler *et al.*, 1990). Hoe hoger de dichtheid van pootaal, des te langzamer de groei. De netto productie (aanwas) van de aal was in die vijvers bij 20-40 kg/ha maximaal (15 kg/ha) en lag bij andere biomassa's dus lager. Bij 60 kg/ha was er zelfs een afname van de biomassa.

Het moment waarop de aal geslachtsrijp wordt is niet afhankelijk van de leeftijd, maar eerder van de lengte die het dier heeft bereikt en wordt daardoor bepaald door de groeisnelheid (Müller, 1975; Vøllestad & Jonsson, 1986). In het algemeen worden mannetjes in gematigde streken geslachtsrijp bij een lengte van 30-45 cm, vrouwtjes zijn dan 54-61 cm lang, hoewel vrouwelijke schieraal met een lengte van slechts 37 cm ook voorkomen (Tesch, 1991). In Noorwegen gaan mannetjes bij een lengte van gemiddeld 40 cm, vrouwtjes bij 62 cm lengte over in het schieraal-stadium (Vøllestad & Jonsson, 1986).

Mannetjes blijven niet alleen kleiner, maar zijn ook eerder geslachtsrijp dan vrouwtjes. De leeftijd van mannelijke schieraal ligt tussen 5-14 jaar, die van vrouwtjes varieert van 7-18 jaar (Meyer-Waarden, 1965; Müller, 1975). In gebieden rond de Middellandse Zee, waar het groeiseizoen niet of nauwelijks onderbroken wordt door een winterrust, is de gemiddelde leeftijd van schieraal 7 of 8 jaar, in Ierland is geslachtsrijpheid voor het 15e jaar echter ongewoon en worden zelfs alen van 30 jaar en ouder regelmatig gevangen (Moriarty, 1978).

Uit het bovenstaande blijkt dat de aal een aanzienlijke leeftijd kan bereiken. In gevangenschap kunnen alen meer dan 50 jaar oud worden (Müller, 1975). De oudste aal bereikte zelfs een leeftijd van 85 jaar (Svårdson, 1949 in Deelder, 1984).

3.9.2 Lengte gewichtverhouding

De waargenomen maximale lengte van de aal is (tot nu toe) 1.55 meter. Dit dier had een gewicht van 6 kg (Müller, 1975), maar was echter niet de zwaarste aal die ooit werd gevangen. Dat record staat op naam van een in Zweden gevangen aal, die een gewicht had van 7.65 kg (Svårdson, 1972 in Deelder, 1984).

Minimale en maximale maten van glasaal volgens de databases van het RIVO zijn 5,4 en 9,2 cm. Van rode aal bedragen deze 6,9 en 133 cm resp. 0,31 en 6599 g. Van mannelijke schieraal 21,2 en 44,4 cm resp. 21 en 148 g. En van vrouwelijke schieraal 26,4 en 101 cm resp. 31 en 2137 g (Dekker *et al.*, 1998).

De relatie tussen lengte (L, in cm) en gewicht (G, in g) van aal wordt in Nederland beschreven door de volgende vergelijking:

$$G = 0,000800 * L^{3,2049} \text{ (Klein Breteler \& De Laak, 2003)}$$

Er is zeker variabiliteit in het gewicht van alen van een bepaalde lengte die kan oplopen tot 50% boven of onder het gemiddelde gewicht bij die lengte. Een relatief laag gewicht kan vooral bij schieraal uitmaken of de

soort succesvol naar de paaigronden kan migreren omdat de energie-reserve ontoereikend kan zijn. Hoewel Van Ginneken *et al.* (2000) aantoonden dat dit laatste wel meevalt, komen er uit Zweden de laatste jaren aanwijzingen dat schieraal met lage vetreserves niet verder migreert. Recent zijn er ook aanwijzingen gevonden dat vrouwelijk schieralen toch ten minste 70 cm moeten meten om voldoende energie (vetreserves) over te kunnen houden voor de voortplanting na de terugtocht naar de paaigronden (Van den Thillart, pers. comm.).

Ook het lichaamsgewicht van glasalen, en hun vetreserves, kunnen aanzienlijke verschillen vertonen (Boëtius & Boëtius, 1989). Er bestaan aanwijzingen dat alen met lage stuksgewichten na 1 jaar een aanmerkelijk lagere groei realiseren dan glasalen met hogere stuksgewichten. In dat verband bleken glasalen uit Frankrijk tot een beduidend beter groeiresultaat te komen dan glasalen uit Engeland en uit Nederland (Klein Breteler, 1992).

3.10 Voedsel

De aal is een alleseter en heeft, binnen zijn verspreidingsgebied, vrijwel ieder in het (zoete en zoute) water voorkomend organisme op zijn menu staan. Behalve levend voedsel wordt door de aal ook vers aas gegeten, evenals buiten het water levende organismen die in het water terecht zijn gekomen, zoals regenwormen (Müller, 1975; Sinha & Jones, 1975; Deelder, 1984). Berucht is de aal als kuitrover. Deze eigenschap bezorgt hem, vooral in kweekvijvers, weinig populariteit (Meyer- Waarden, 1965). Daar de aal voornamelijk op de bodem leeft, bestaat het voedsel vooral uit bodemorganismen. Dat het voedselpakket hiernaast ook vele andere organismen omvat, wordt aan de hand van de volgende opsomming van in de maag van 'zoetwateralen' aangetroffen organismen geïllustreerd (Tesch, 1999; Barak & Mason, 1992).

- vissen: brasem, blankvoorn, pos, spiering, stekelbaars, rivierdonderpad, riviergrondel, grote en kleine modderkruiper, bermpje, aal, beekprik;
- slakken en mosselen;
- kreeftachtigen: (wolhand)krabben, garnalen, (rivier)kreeften, vlokreeftjes, waterpissebedden, aasgarnalen, watervlooien;
- wormen: Tubifex, regen- en borstelwormen, bloedzuigers;
- insecten en hun larven: Chironomiden, Diptera, Coleoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata;
- plantaardig materiaal en detritus.

Hiernaast zijn er gevallen bekend van in zoetwater levende alen die uitsluitend in zee levende organismen in hun maag hadden. Deze alen trekken soms over een afstand van tien kilometer naar zee om voedsel te zoeken (Bertin, 1956).

Bovenstaande lijst is zeker niet volledig, maar dient om een indruk te geven van het veelzijdige menu van de aal.

3.10.1 'Breedkop' en 'spitskop' aal

De voorkeur voor een bepaald soort voedsel of voedselorganisme is afhankelijk van de beschikbaarheid van dat voedsel, die bepaald wordt door de waterkwaliteit en het seizoen, maar ook van de grootte van de aal. Het is ook gerelateerd aan de breedte van de kop (Tesch, 1991). De zogenaamde 'breedkop aal' (deze heeft een kopbreedte : totale lichaamslengte-verhouding van 1:21) kan grotere prooidieren aan dan de 'spitskop aal' (met een kopbreedte : lichaamslengte-verhouding van 1:40). Vooral vissen en grotere kreeftachtigen vormen een belangrijk deel van zijn voedselpakket (Tesch, 1999). Het voedsel van spitskop alen daarentegen bestaat weer voor een groter percentage uit Chironomiden-larven (Opuszynski & Leszczynski, 1967). Het blijkt dat de breedte van de kop sterk variabel is, afhangt van het voedselaanbod (Chironomiden) en zich gedurende het leven van de aal en tussen de seizoenen kan variëren. In Friese en Overijsselse meren bleken de mannelijke alen allemaal spitskoppen en de grotere vrouwelijke alen allemaal breedbekken (Lammens & Visser, 1989).

De ontwikkeling van de variaties in kopbreedte is waarschijnlijk het gevolg van invloeden vanuit de omgeving. De belangrijkste milieufactor hierbij is de beschikbaarheid van verschillende voedselorganismen (Deelder, 1984; Tesch, 1991). Het is echter niet zo dat alen onder te verdelen zijn in ofwel spitskoppen danwel breedkoppen. De meerderheid van de alen is daar tussenin te classificeren en spitskoppen en breedkoppen zijn het beste op te vatten als zijnde de extreme vormen van een rijke schakering van alen met verschillende bekbreedtes. Visetende alen hebben wel een significant grotere bekbreedte dan alen die ongewervelde dieren eten. Deze breedkoppen bleken in de Bodensee bij toenemende lengte boven de 40 cm zwaarder dan spitskoppen (Radke & Schulze, 2004).



Breedkopaal (foto: Jelmer Wijnstroom)

Alen die voornamelijk van ongewervelden (en dan vooral Chironomiden-larven) leven, groeien beduidend sneller dan alen, die uitsluitend vis tot hun beschikking hebben (Tesch, 1999). Spitskop alen zijn, als gevolg van het verschillende voedselpakket, ook vetter dan breedkop alen (Müller, 1975; Tesch, 1999). Indien ruimschoots ongewervelde voedselorganismen beschikbaar zijn, worden alen met een visdieet dan ook zelden aangetroffen (Moriarty, 1988).

3.10.2 Voedselconcurrentie met de brasem

Wanneer in een water gebrek aan zoöplankton optreedt, kan de brasem (*Abramis brama*) een serieuze voedselconcurrent van de aal worden (Cazemier, 1982). Dit kon in het Tjeukemeer aangetoond worden. Het voorkeursvoedsel van (kleine) aal bestaat daar uit muggenpoppen (de Nie, 1982). Door een geweldige invasie van spieringlarven, die predeerden op de meest voorkomende zoöplanktonsoort (*Daphnia*), werd de brasem gedwongen over te schakelen op bodemvoedsel. Muggenlarven maakten nu een belangrijk deel uit van het voedsel van de brasem. Hierdoor kon een steeds kleiner aantal muggenlarven zich verpoppen, waardoor van de belangrijkste voedselbron voor de aal minder beschikbaar was. Ook de aal werd nu gedwongen om op ander voedsel (vis) over te schakelen (de Nie, 1988a; Lammens *et al.*, 1985).

3.11 Parasieten / ziekten

Er zijn vele ziekten en ziekteverwekkers bekend bij de aal. Vaak gaat het daarbij om soorten die niet levensbedreigend zijn. Of die pas toeslaan als de aal al door een andere ziekteverwekker verzwakt is. Men spreekt daarom ook wel over primaire en secundaire ziekteverwekkers. Vaak betreft het ook soorten van ziekteverwekkers die door hun geringe voorkomen aan de populatie betrekkelijk weinig schade opleveren. Onderstaand wordt op enige belangrijke primaire ziekteverwekkers ingegaan.

3.11.1 Virale ziekten

Bloemkoolziekte is de naam van een aandoening bij de aal waarbij op de boven- en/of onderkaak een bloemkool-achtig gezwel groeit. Deze virus-ziekte is op zich doorgaans niet dodelijk, maar het vetgehalte en lichaamsgewicht van de aal kan sterk afnemen (Reimer, 1999). Het lijkt aannemelijk dat deze dieren, wanneer ze schier zijn geworden, minder succesvol zijn bij de terugreis naar de paaiplaatsen. Een in 1998 nieuw bij de Europese aal ontdekt virus, *Herpesvirus anguillae* (HVA), is al veel langer bekend bij de Japanse aal. Het is een virus dat specifiek is voor aal en niet bij andere soorten voorkomt. Dit virus is pas sinds 1998 in Europa gediagnostiseerd (Davidse *et al.*, 1999), en het is niet duidelijk in welke mate het virus al eerder in Europa voorkwam. Iets soortgelijks geldt voor het Eel virus European (EVE) en voor het EVEX-virus. Het venijn van deze virussen zit in de combinatie

met een stressfactor. De sterfte bij HVA-infecties bedroeg bijvoorbeeld maximaal 8%, maar bij een extra stressfactor, zoals bijvoorbeeld een slechte waterkwaliteit, was de sterfte veel hoger (Haenen, 2000). Deze drie soorten virussen worden niet alleen in de aquacultuur aangetroffen, maar ook in de natuurlijke aalpopulaties in Nederland, zoals in het Grevelingenmeer en Lauwersmeer. Ook zijn er indicaties dat schieralen die met EVEX besmet zijn, als gevolg van bloedarmoede bij lange na niet meer voldoende ver kunnen zwemmen om de paaigronden te kunnen bereiken (Van Ginneken *et al.*, 2004).

3.11.2 Bacteriële ziekten

De belangrijkste bacteriële infecties die bij aal voor kunnen komen, worden veroorzaakt door verschillende *Aeromonas*-soorten (*A. salmonicida*, *A. hydrophila*, *A. sobria*), verschillende *Vibrio* soorten (o.a. *Vibrio anguillarum*) *Pseudomonas anguilliseptica* (red spot disease), en *Edwardsiella tarda* (*Edwardsiella septicaemia*). In natuurlijke aalpopulaties worden deze besmettingen vaak roodziekte genoemd, naar de kleur van de aal als gevolg van bloedingen in de huid en vinnen. Ze gaan vaak gepaard met massale sterfte van aal.

In het zoete, brakke en zoute water werd *Vibrio anguillarum* aangemerkt als de werkelijke veroorzaker van roodziekte (Ross *et al.*, 1968). De meeste *Vibrio*'s treden alleen op in zout en brak water bij hogere temperaturen; optimaal is een zoutgehalte van 15-35 ‰ (maar 2,5 ‰ kan ook) en minimaal een temperatuur van 19°C (Reimer, 1999). *Pseudomonas anguilliseptica* wordt o.a. bij vanuit Zuid-Frankrijk geïmporteerde glasaal gevonden. Onder prikwateromstandigheden en lage temperatuur kan deze bacterie voor hoge sterfte zorgen bij glasaal. Als de watertemperatuur enkele weken naar boven de 26°C wordt verhoogd stopt de sterfte en bouwt de glasaal weerstand op (Haenen en Davidse, 2001). Het aanvullend probleem van *Edwardsiella tarda* is, dat het ook voor de mens een ziekteverwekker is (Bockemuhl *et al.*, 1971). Overigens is zwaar door bacteriële infecties aangedane aal niet meer geschikt voor menselijke consumptie.

3.11.3 Parasieten

Er komen allerlei parasieten voor bij wilde paling (Borgsteede *et al.*, 1999). De zwemblaasparasiet, *Anguillicola crassus*, die uit Japan afkomstig is, heeft zich sinds 1987 over geheel Europa verspreid en kan glasaal in het zoete water al direct infecteren. Het belangrijkste directe effect van de infectie is een vermindering van de functie van de zwemblaas (Van Banning en Haenen, 1990). Er kan aan getwijfeld worden of schieraal met een kapotte zwemblaas de paaiplaatsen nog kan bereiken. Een probleem is echter dat men dit (nog) niet heeft kunnen aantonen. Wel heeft men op de Rijksuniversiteit Leiden aanwijzingen gevonden voor een verminderde zwemcapaciteit. De infectie met de zwemblaasparasiet kan dus de kwaliteit van de schieraal aantasten.

Een ander effect kan zijn dat er bij de rode aal ook secundaire infecties kunnen optreden die grote schade aan de individuele aal berokkenen. En het effect kan verergerd worden in omstandigheden van stress, waardoor er ook sterfte kan optreden (Haenen, 1995).

3.12 Plaats in het ecosysteem

3.12.1 Predatie

Volgens Tesch (1991) is het aantal potentiële vijanden van de aal klein. In ondiep water vormt de reiger een gevaar, terwijl van meeuwen bekend is dat zij op glasaal jagen. Tenslotte kunnen snoek en grote aal nog genoemd worden als predatoren van (kleine) aal (Hegemann, 1958; Sinha & Jones, 1967; Moriarty, 1984 in: Deelder, 1984).

De aalscholver, die de afgelopen decennia sterk in aantal is toegenomen in Nederland, wordt beschouwd als de belangrijkste predator van aal. Vooral onder de beroepsvissers heeft de aalscholver een slechte reputatie. Van Dobben (1952, in Deelder, 1984) berekende dat een populatie van 2000 aalscholvers in één zomer 200.000 kg aal wegvangt uit het IJsselmeer. Geheel andere getallen komen echter van Marteijs & Dirksen (1991). Volgens hun berekeningen ligt de totale aalconsumptie van de grootste aalscholverkolonie in Nederland, die zich in de Oostvaardersplassen bevindt en die in het Marker- en IJsselmeer vist, meer dan een factor 10 lager. Volgens schattingen komt er in het IJsselmeer 12 kg aal per hectare voor. Jaarlijks vangt de aalscholverkolonie 22 kg vis per hectare, waarvan slechts 0,1 kg aal. Dit komt overeen met ca. 18.000 kg aal per jaar. Spiering, baars- en karperachtigen vormen de hoofdbestanddelen van het voedselpakket van de aalscholver. Op Europese schaal wordt de consumptie door aalscholvers op 1,8-9,0 miljoen kg aal per jaar geschat (ICES/EIFAC, 2003).

Bruinvissen zijn de enige walvissen die aal in substantiële hoeveelheden schijnen te consumeren. Het gaat dan natuurlijk om aal in zee. ICES/EIFAC (2003) komen tot een schatting van 4 miljoen kg aal per jaar.

De aal heeft zelf natuurlijk in principe ook invloed op het ecosysteem door zijn voedselconsumptie. In een briomanipulatie experiment in Duitsland bleek aal in staat om per jaar tot 19% van de biomassa van prooivis te consumeren en minder dan 10% van de jaarlijkse productie van eieren van de blankvoorn (Schulze *et al.*, 2004). Aal jaagt ook op bronforel. De aal staat in het algemeen bekend als een ei- en broedrover en zal in die zin dus een directe invloed op de zeer jonge stadia van verschillende vissoorten hebben. Of daarmee ook de gehele populaties van andere soorten worden beïnvloed is voor discussie vatbaar. Wel lijkt in Zweden een negatief effect te zijn aangetoond op de rivierkreeft (*Astacus astacus*) (Tesch, 1999).

3.12.2 Competitie

Wanneer in een water gebrek aan zoöplankton optreedt, kan de brasem (*Abramis brama*) een serieuze voedselconcurrent van de aal worden (Cazemier, 1982). Dit kon in het Tjeukemeer aangetoond worden. Het voorkeursvoedsel van (kleine) aal bestaat daar uit muggenpoppen (de Nie, 1982). Door een geweldige invasie van spieringlarven, die predeerden op de meest voorkomende zoöplanktonsoort (*Daphnia*), werd

de brasem gedwongen over te schakelen op bodemvoedsel. Muggenlarven maakten nu een belangrijk deel uit van het voedsel van de brasem. Hierdoor kon een steeds kleiner aantal muggenlarven zich verpoppen, waardoor van de belangrijkste voedselbron voor de aal minder beschikbaar was. Ook de aal werd nu gedwongen om op ander voedsel (vis) over te schakelen (de Nie, 1988a; Lammens *et al.*, 1985).

In experimenten in kleine mini-ecosystemen (vijvers) bleek echter geen effect van een hoge biomassa brasem op de groei van aal (Klein Breteler *et al.*, 1990). Vermoedelijk kon de aal daar voldoende voedsel tussen de oevervegetatie vinden, waar de brasem niet bij kon. En concurrentie-effect met brasem zou op grond daarvan slechts in de grotere open wateren zonder begroeiing te verwachten zijn.

Er zijn ook aanwijzingen dat aal in beeksystemen met beekforel concurreert om hetzelfde voedsel (Tesch, 1999).

4 Visserij

De aal heeft een bijzonder groot aanpassingsvermogen en stelt weinig eisen aan zijn leefgebied. Er is dan ook binnen het enorme verspreidingsgebied, dat zich van 71° tot 20° noorderbreedte over Europa en Noord-Afrika uitstrekt, eigenlijk geen watertype aan te wijzen waar de aal niet voorkomt of zou kunnen voorkomen. In ieder water waar vis kan leven en waar voedsel en schuilmogelijkheden te vinden zijn, kan de aal zich handhaven. Dit geldt zowel voor zee- als binnenwater, van subtropische gebieden tot aan de Noordkaap in Scandinavië (Müller, 1975; Tesch, 1999, 1991; Deelder, 1984).

Toch doet uiteraard ook de aal het niet onder alle omstandigheden even goed. Er zijn verschillende milieuv variabelen bekend die van invloed zijn op de geschiktheid van een habitat voor de aal. Welke dit zijn en wat de bijbehorende optimale waarden of eigenschappen zijn, wordt in de volgende paragrafen besproken.

4.1 Watertemperatuur

Hoewel de aal tot in het uiterste noorden van Europa voorkomt en ook in koele, 1000 meter hoog gelegen bergbeken aangetroffen wordt, gaat zijn voorkeur toch naar warmer water uit. Dit blijkt uit het feit dat ten zuiden van de 60e breedtegraad pas enige commerciële aalvangst van betekenis mogelijk is (Müller, 1975) en dat alen in vijvers een aanzienlijk grotere groeisnelheid hebben dan in diepe stuwmeren in hetzelfde gebied; het water in de ondiepe vijvers warmt in het voorjaar sneller op en bereikt in de zomermaanden een hogere temperatuur dan het water in de stuwmeren (Tesch, 1999). Gezien de aan de bodem gebonden leefwijze van de aal, is de temperatuur van de onderste waterlaag van belang. Dit heeft vooral betrekking op zeer diepe, stilstaande wateren, waar geen vermenging van het water optreedt. Hier kan de temperatuur nabij de bodem aanzienlijk lager zijn dan aan de oppervlakte.

De optimale watertemperatuur voor kweek-aal is 23-26°C (Tesch, 1999). Volgens Kuhlmann (1974, 1975, in: Tesch, 1999) groeit kweek-aal het snelst bij een temperatuur van 26°C. Voor glasaal geldt dezelfde optimale temperatuur; deze groeien bij 29°C beduidend langzamer. Bieniarz *et al.* (1978, in: Tesch, 1999) stellen de optimale temperatuur voor glasaal op 20°C. Bij deze temperatuur is de groeisnelheid groter dan bij 23°C. Tweejarige aal vertoonde bij 28°C een geringere groeisnelheid dan bij 22°C.

Bij kweek-aal in Egypte trad bij 35°C een groeistop op (Ezzat & El-Seraffy, 1976 in Tesch, 1999). De maximale respiratie- en hartslagsnelheid wordt bereikt bij 25°C. Temperaturen van 0 tot 30°C worden door de aal getolereerd en bij een temperatuur tussen 10-30°C kan de aal groeien (Boëtius & Boëtius, 1967 in Deelder, 1984).

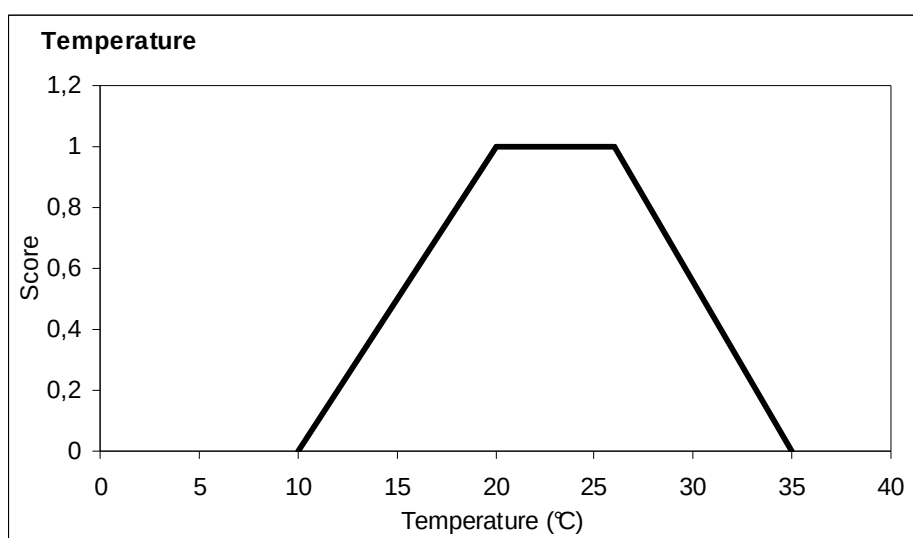
De kritieke maximale temperatuur varieert, voor alen geacclimatiseerd bij 14-29°C, van 33-39°C. De kritieke minimale temperatuur varieert van

3°C, voor alen geacclimatiseerd bij 29°C, tot 1°C voor alen geacclimatiseerd bij 23°C of lager (Sadler, 1979).

Tegen lage temperaturen is de aal niet goed bestand. Bij 10°C stopt de groei van glasaal, de activiteit en voedselopname zijn dan zeer laag of eveneens gestopt (Elie & Daguzan, 1976).

Ook de spijsverteringssnelheid is bij 12°C zeer laag. Na analyse van de maaginhoud van enkele alen bleek dat de voedselorganismen, die 7 en 10 uur daarvoor waren opgenomen, nog nauwelijks waren aangetast (Sinha & Jones, 1975).

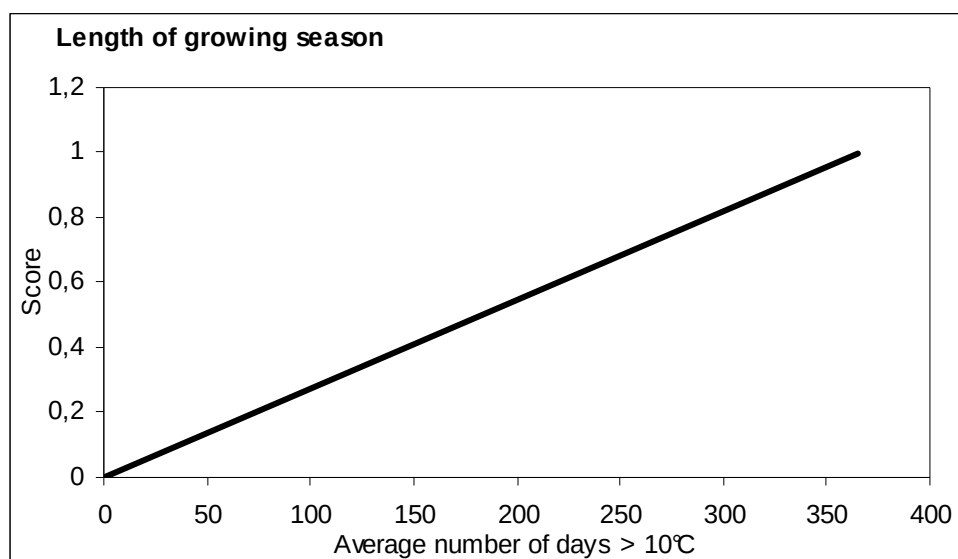
Wanneer in de winter door strenge vorst een dikke laag ijs het water bedekt, treedt massale vissterfte vaak het eerst bij de aal op. Zowel zuurstofgebrek als de te lang aanhoudende lage temperatuur zijn hiervan de oorzaak (Tesch, 1999).



Figuur 4.1 Verband tussen watertemperatuur en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

De gegevens kunnen worden samengevat in figuur 4.1, waarbij een score 1 staat voor een optimale temperatuur.

Omdat de watertemperatuur niet een vast gegeven is op een bepaalde locatie, is de lengte van het groeiseizoen, d.w.z. van het seizoen waarbij de watertemperatuur min of meer geschikt is, van grote betekenis voor de groei van de aal. Naar het Noorden toe wordt dit seizoen beperkt door de lage temperaturen in de winter, en in Zuid-Europa kan het beperkt worden door te warme perioden in de zomer. De geschiktheid van het habitat (1 is optimaal) is in dit verband (de lengte van het groeiseizoen) in figuur 4.2 weergegeven (ICES/EIFAC, 2004).



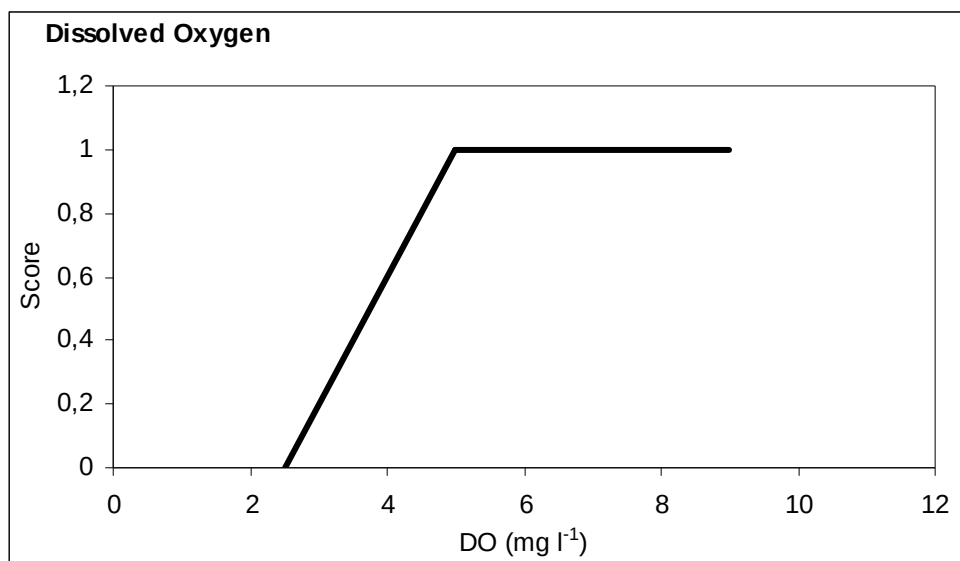
Figuur 4.2 Verband tussen de lengte van het groeiseizoen en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.2 Zuurstofgehalte

Vergeleken met andere vissoorten, kan aal bij lage zuurstof spanningen vanaf 25 mm Hg nog zuurstof opnemen. Vermoedelijk speelt hier de huidademhaling een rol bij. Deze kritische zuurstof spanning neemt tot 40-45 mm Hg toe bij toenemende koolzuurgas spanning (Cruz-Neto & Steffensen, 1997).

Hoewel de aal gedurende een niet te lange periode in een zuurstofarme omgeving kan overleven dankzij de reservelucht in de zwemblaas, is de aal toch gevoelig voor een laag zuurstofgehalte. Wanneer in de winter zuurstofgebrek optreedt onder het ijs, vertonen alen van de aanwezige vissoorten de grootste sterfte (Rahn, 1963 in Tesch, 1999).

Een zuurstofgehalte van 2,5 mg/l is bij 21°C de ondergrens; lagere zuurstofgehalten worden niet verdragen (Hill, 1969 in Tesch, 1999). Glasalen tolereren bij 15°C een zuurstofgehalte van 2 mg/l (Gritzke, 1980 in Tesch, 1991). Voor een optimaal eetgedrag in de aquacultuur wordt een minimum zuurstofgehalte van 5 mg/l aangehouden (Rowchai *et al.*, 1986 in: Tesch, 1999). Een bovengrens voor het zuurstofgehalte is voor aal niet bekend. De gegevens zijn samengevat in figuur 4.3 (ICES/EIFAC, 2004), waarbij een score 1 inhoudt dat het zuurstofgehalte optimaal is.



Figuur 4.3 Verband tussen het zuurstofgehalte (DO) en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

Vooral oudere vissen kunnen in het algemeen wel een tijd lang zuurstof-arm of zelfs zuurstofloos water verdragen. Dat is onder andere van belang bij calamiteiten zoals lozingen. Het duurt bij Europese zoetwatervissen over het algemeen een dag voordat volledige anoxia optreedt (Alabaster & Lloyd, 1982). Aal kan bij volledige rust en bij 15°C in zuurstofloze omstandigheden gedurende maximaal 6-8 uur overleven; bij 8°C is dit 18 uur (Van den Thillart, pers. comm.). In geval van dreigende zuurstofloosheid zal een aal echter veelal actief op zoek gaan naar betere omstandigheden; indien die niet bereikbaar zijn, zal hij dan door de inspanningen sneller uitgeput raken.

4.3 Licht

De aal is negatief fototactisch en is dan ook voornamelijk 's nachts actief. Overdag kruipt de aal weg en verbergt zich in de bodem, in oeverholten, tussen waterplanten en wortels of onder andere obstakels (Müller, 1975; Tesch, 1999). Daardoor wordt de aal ook tegen predatie beschermd. Ondanks de voorkeur voor schemering en duister zoekt de aal toch ook overdag wel naar voedsel, zoals uit aquariumexperimenten en directe waarnemingen is gebleken (Berry, 1935 in Deelder, 1984) en zoals ook door talloze hengelvangsten bewezen wordt. Naarmate de hoeveelheid zwevende stof in het water toenam, werd de neiging tot activiteit van aal groter Hofbauer (1963, in: Alabaster & Lloyd, 1982). In een zijriviertje van de Maas in de Belgische Ardennen bleken rode alen die met behulp van radiozenders werden gevolgd, pas laat in de namiddag actiever te worden en hun schuilplaatsen pas te verlaten na zonsondergang of bij een bedekte lucht. De activiteit was het hoogst in het eerste deel van de nacht, nam daarna geleidelijk af en werd beëindigd voor zonsopgang (Baras *et al.*, 1998). In een beperkt gedeelte van de nacht is de aal kennelijk in staat om voldoende voedsel te bemachtigen. Dit suggereert

dat de groei niet nadelig hoeft te worden beïnvloed in water met een grotere zichtdiepte.

4.4 Zuurgraad

Volgens Leivestad *et al.* (1976, in Alabaster & Lloyd, 1982) behoort de aal in Noorwegen, samen met de baars (*Perca fluviatilis*), tot de soorten die het best bestand zijn tegen een lage pH-waarde van het water. Vissen kwamen daar voor in wateren met een pH > 4,5.

In Nederland werd de aal aangetroffen in water met een pH van 5.0 tot 8.0 (Leuven & Oyen, 1987).

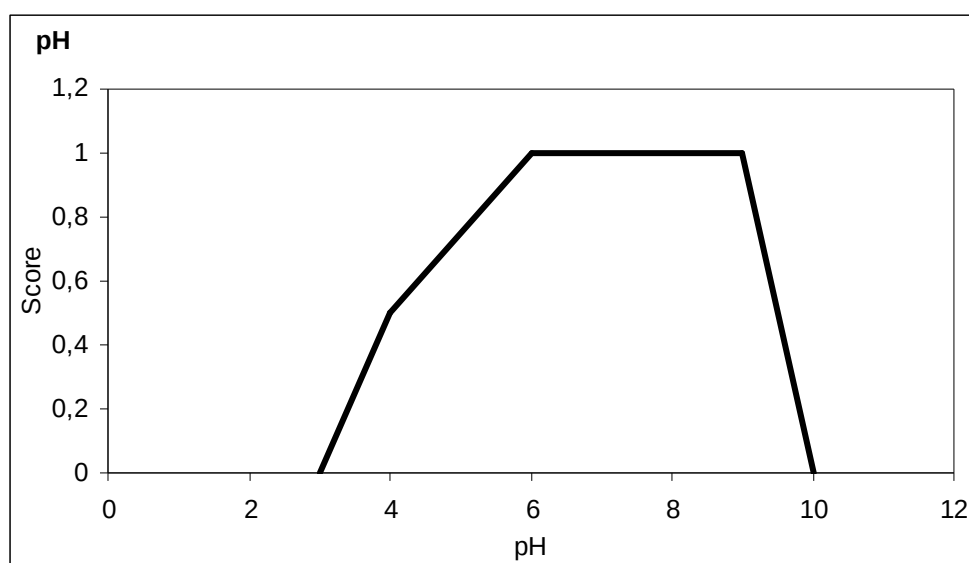
In twee rivieren in het oosten van Engeland, waar aal voorkomt, varieerde de pH van 7.1-8.9 (Barak & Mason, 1992).

Waar de exacte tolerantiegrenzen van de aal liggen voor wat betreft de pH van het water, is niet bekend.

De letale bovengrens van de pH bedraagt voor blankvoorn (*Rutilus rutilus*) en salmoniden bij langdurige blootstelling 10,0 (Alabaster & Lloyd, 1982).

Het veilige pH-traject bedraagt voor aal waarschijnlijk, net als de meeste andere vissoorten, vermoedelijk 6,0-9,0.

Samenvattend, lijkt figuur 4.4 daarom van toepassing (ICES/EIFAC, 2004), waarbij een score 1 betekent dat het habitat optimaal geschikt is ten aanzien van de pH.



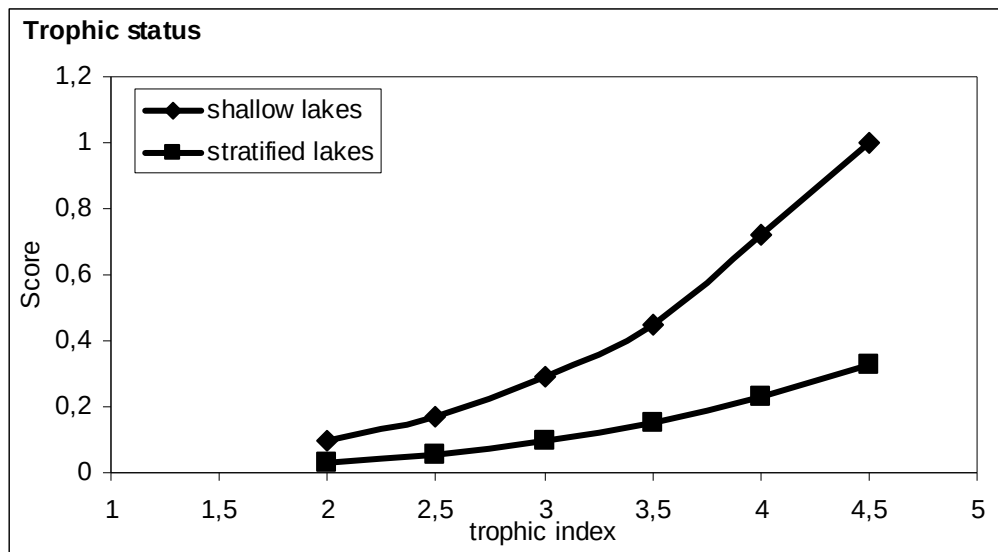
Figuur 4.4 Verband tussen de zuurgraad en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.5 Doorzicht en nutriënten

Er zijn geen directe gegevens voorhanden die wijzen op een invloed van de zichtdiepte van het water op de aal. Omdat aal het licht mijdt (Baras *et al.*, 1998) zal hij in helder water minder tijd hebben om te foerageren. Of dit in de praktijk ook zal resulteren in een lagere productie, is niet bekend. Vaak gaat een grote zichtdiepte gepaard met voedselarmoede

van het water en/of een lage gemiddelde temperatuur. In zulke wateren groeit aal inderdaad langzamer, maar dit komt dan niet door het grote doorzicht maar door het geringe productievermogen van het water of de lage temperatuur. Wanneer de onderstaande indeling van voedselrijkdom (mesotroof tot polytroof) wordt aangehouden, dan kan de geschiktheid van het habitat voor de groei van de aal in ondiepe meren en in diepe gestratificeerde meren met behulp van figuur 4.5 (ICES/EIFAC, 2004) worden beoordeeld. Een waarde van 1 staat dan voor een optimale geschiktheid. De figuur laat verschillende grafische verbanden zien voor ondiepe en voor diepe, gelaagde meren.

	index
	1,5
mesotroof	2
	2,5
eutroof	3
	3,5
hypertroof	4
	4,5
polytroof	5



Figuur 4.5 Verband tussen trofiegraad en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.6 Saliniteit

De aal kan zowel in zoet water als in zout water (zee) leven en opgroeien. In de praktijk blijkt aal voor te komen in de kustwateren en niet in de open zee. Uit onderzoek aan strontium/calcium gehaltes van gehoorsteentjes van de aal is ook duidelijk dat alen tijdens de opgroeifase (rode aal) kunnen wisselen tussen een marien en een zoetwatermilieu. De overgang van zout naar zoet water lijkt samen te hangen met een stijging van het hematocriet-gehalte in het bloed (Farrell & Lutz, 1975).

4.7 Waterkwaliteit en vervuiling

Gezien zijn aanwezigheid in vrijwel ieder water, lijkt de aal op het eerste gezicht een weinig gevoelige vissoort voor habitatverandering en vervuiling (Lelek, 1980).

Vanuit de aquacultuur is er veel belangstelling geweest voor het effect van ammoniak (NH_3) en nitriet (NO_2). De 10-dagen LC (lethale concentratie) voor NH_3 bedraagt 0,001 g l⁻¹ voor rode alen van 0,2 en van 2,8 g (Sadler, 1981). De 96-uur LC voor NO_2 -N bedraagt $0,14 \pm 0,002$ g/l (Kamstra *et al.*, 1996)

Welke concentraties van chemische verbindingen en zware metalen als 'ongevaarlijk' mogen worden beschouwd, is voor de meeste van deze stoffen nog niet bekend. Zware metalen worden vooral door de kieuwen opgenomen. Daar en in de lever en nieren treedt accumulatie op. Ze hebben het effect dat ze de kieuwen beschadigen en de osmoregulatie verstoren. Daardoor kan de aal zijn zoutbalans niet handhaven en dit kan tot sterfte van schieraal leiden (Bruslé, 1990). Glasalen die 27 dagen hadden doorgebracht in water met een cadmiumgehalte van 2 µg/l, vertoonden ernstige beschadigingen aan kieuwen, lever en huid (Biagiatti *et al.*, 1986).

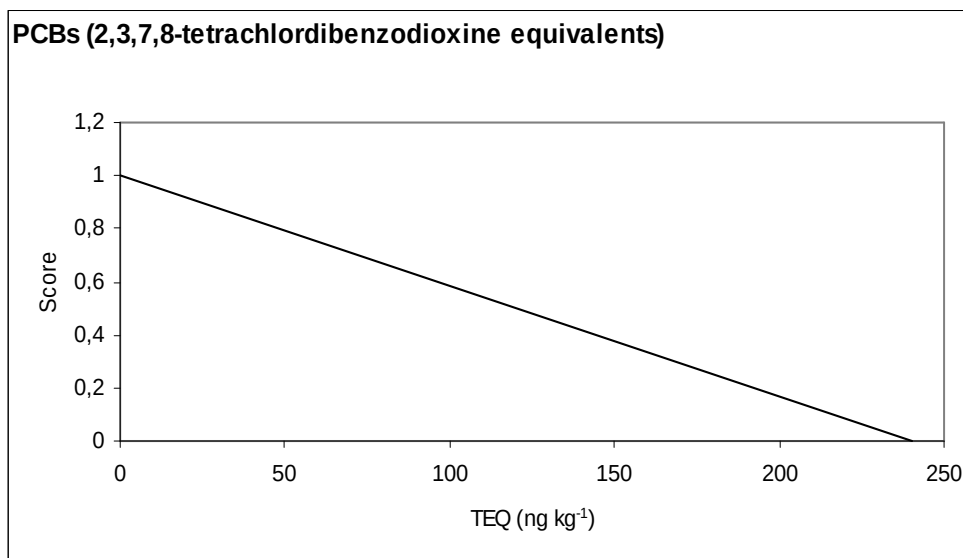
Voor phenol ligt de LC50 (7 dagen) tussen 8-11 mg/l; de LC50 (4 dagen) voor koper bedraagt 4 mg/l bij 10°C in hard (250 mg/l CaCO_3) water (Alabaster & Lloyd, 1982).

De aal staat door zijn leefwijze in en nabij de bodem evenwel langdurig in contact met het bodemsubstraat is mede daardoor en dankzij zijn hoge vetgehalte bijzonder vatbaar voor bioaccumulatie van lipofiele verbindingen zoals PCB's. De mate van accumulatie is afhankelijk van het gewicht en het vetgehalte van de aal en neemt toe naarmate de aal ouder wordt (Knights, 1991). Het gebeurt zelden dat aal door lozing van dergelijke stoffen acuut komt te overlijden. Maar de effecten van dergelijke belastingen moeten vooral verwacht worden wanneer de vetverbranding plaats vindt tijdens de zwemtocht terug naar de Sargassozee en bij de voortplanting.

Het concrete effect van vervuiling en bioaccumulatie van schadelijke stoffen op de aalstand en op de Europese aalpopulatie is met de beschikbare gegevens momenteel niet goed in te schatten. PCB's en PCB-achtige stoffen hebben een sterk nadelig effect op de voortplanting van vele diersoorten. Omdat de bestudering van de voortplanting van de aal nog in de kinderschoenen staat, is het tot dusverre nog niet mogelijk gebleken om effect van dergelijke stoffen op de voortplanting van de aal te kwantificeren. Wel is uit vergelijkende studies met veel andere vissoorten duidelijk dat verontreinigingen in hun algemeenheid een remmend effect hebben op de voortplanting. Er is wat dat betreft maar weinig verschil tussen het soort verontreiniging. Wel grijpen de verschillende soorten verontreinigingen op verschillende plaatsen aan in het voortplantingssysteem (Kime, 1995). En onlangs zijn door de Rijksuniversiteit Leiden aanwijzingen verkregen voor een vertraagde ontwikkeling (of zelfs stopzetting daarvan) van bevruchte eicellen van aal met een relatief bescheiden PCB-belasting (ver onder de consumptienorm).

Verontreinigingen met PCB-achtige stoffen kunnen in theorie een enorme

impact op de aal populatie hebben. Want de aal is nu eenmaal vetrijk en deze stoffen zich binden zich aan het vet. Daarom lijkt het, hoewel we het precieze verband niet kennen, maar beter om voor een ruwe benadering van dit effect te kiezen dan om het te negeren. ICES/EIFAC (2004) stelde daarom het verband in Figuur 4.6 voor (een score 1 is optimaal). De verschillende toxiciteit van verschillende PCB-achtige stoffen is daarbij onder één noemer gebracht van PCB-equivalenten en bij elkaar opgeteld (TEQ).



Figuur 4.6 Verband tussen de totale belasting met PCB-equivalenten (TEQ) en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.8 Stroomsnelheid

Zoals reeds eerder werd beschreven komt de aal, dankzij zijn enorme aanpassingsvermogen, in zowel stilstaand als snelstromend water voor. Mits er voldoende mogelijkheden zijn om zich uit de sterke hoofdstroom terug te trekken, kan de aal zich ook in typisch 'forelwater' handhaven (Müller, 1975). Exacte gegevens omtrent een acceptabele maximale stroomsnelheid ontbreken, maar aangenomen wordt dat ook voor deze milieuvariabele geldt dat de aal overal kan voorkomen, waar andere vissoorten kunnen leven. Een bijzonder aspect bij de aal is zijn tolerantie voor stroomsnelheden tijdens de migratie. Daarop wordt onder 3.4 nader ingegaan.

4.9 Waterdiepte

In principe legt een grote of kleine waterdiepte de rode aal geen beperkingen op. Ook op een diepte van 20 meter of meer kunnen de omstandigheden voor de aal nog goed zijn (Tesch, 1999). Toch leeft de aal in grote, diepe meren vaak in de ondiepe oeverzone en gaat alleen voor korte 'excursies' naar de diepe gedeelten, waar het water niet alleen

minder zuurstof bevat, maar ook kouder is: omstandigheden die door de aal juist vermeden worden (Tesch, 1991).

Schieralen kunnen in de oceaan tot op grote diepte voorkomen. In zee duiken zijn alen overdag naar een diepte tot 700 meter (Tesch, 1999). Uit weefselonderzoek blijkt dat de aal bij grote diepten overgaat op een anaërobe ademhaling (Sébert *et al.*, 1993). Of dit ook in de praktijk relevant is en wat dit in ecologische zin betekent, is niet duidelijk.

4.10 Bodemsubstraat

Daar de aal lichtschuw is en zich overdag verborgen houdt, moeten er voldoende schuilmogelijkheden in zijn leefgebied aanwezig zijn. Een zachte, modderige of zandige bodem of oever waarin kan worden gegraven, verdient de voorkeur (Müller, 1975).

Zeer jonge aal prefereert deeltjes met een grootte van 0.25 mm (zand) om in te graven, substraatdeeltjes groter dan 2 mm (grind) blijken bijzonder geschikt om tussen weg te kruipen (Lecomte Finiger, 1979 in Tesch, 1991).

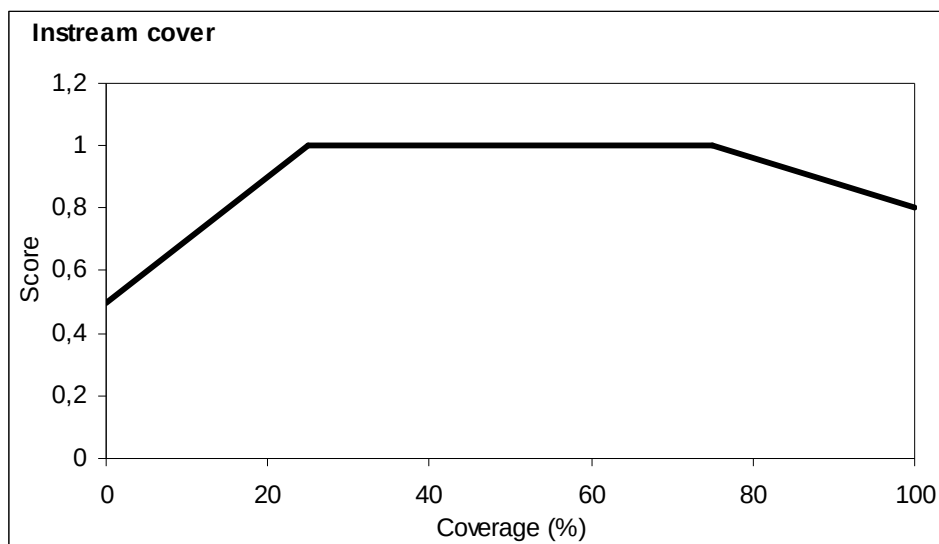
In een zachte bodem of oever, die uit modder, zand of grind (deeltjes tot ca. 3 mm) bestaat, verbergt de aal zich door zich in te graven. Een bodem die geheel uit dergelijk substraat bestaat, is bijzonder geschikt. Naarmate een groter gedeelte van het bodemoppervlak is bedekt met een substraat waarin geen schuilplaatsen kunnen worden gegraven, zoals klei of kiezel, neemt de geschiktheid evenredig af.

Overdag verbergt de aal zich onder stronken, stenen en andere grote obstakels, maar ook tussen en onder (submerse) waterplanten. Alen van verschillende grootte prefereren vermoedelijk verschillende schuilplaatsen. Zo verbergen grote alen zich bij voorkeur in holen (zie ook 3.5) en trekken kleine alen zich in het zand of tussen stenen terug (Tesch, 1999). In de Bodensee bleek de dichtheid van rode aal sterk af te hangen van de aanwezigheid van schuilruimte: op plaatsen met rotsblokken (tot 50 cm diameter en tot 50 cm diep) konden veel meer alen gevangen worden: tot zelfs 40 kg/100m² of 62 ind/100m² (Fischer & Eckmann, 1997).

Maar de aal verschuilt zich ook in en onder allerlei obstakels, zoals grote stenen, stronken, wrakstukken en andere in het water terechtgekomen voorwerpen (Tesch, 1991, 1999; Deelder, 1984).

4.11 Vegetatie

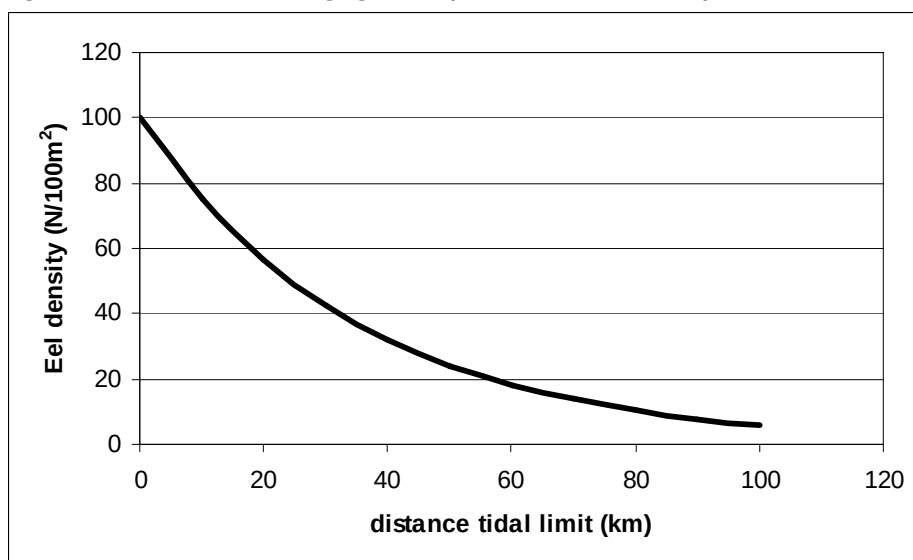
De aal verschuilt zich vaak ook tussen de begroeiing. Afhankelijk van de aaldichtheid is een bodembedekking met vegetatie van ca. 20 tot 80% van het bodemoppervlak optimaal; een dichtere bedekking bemoeilijkt het op de bodem naar voedsel zoeken. In figuur 4.7 is dit weergegeven, waarbij een waarde 1 een optimale geschiktheid ten aanzien van beschutting door vegetatie voorstelt (ICES/EIFAC, 2004).



Figuur 4.7 Verband tussen de bedekkingsdichtheid met vegetatie en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.12 Verhang en afstand tot de zee

In Engeland zijn op basis van bemonsteringen de volgende relaties in de praktijk vastgesteld. De dichtheid van rode alen neemt af met de afstand tot de zee en tot de getijdegrens. Tevens neemt de dichtheid af met het verhang, d.w.z. de mate van stijging boven het zeeniveau. Dat is in de Figuren 4.8 en 4.9 weergegeven (ICES/EIFAC, 2004).

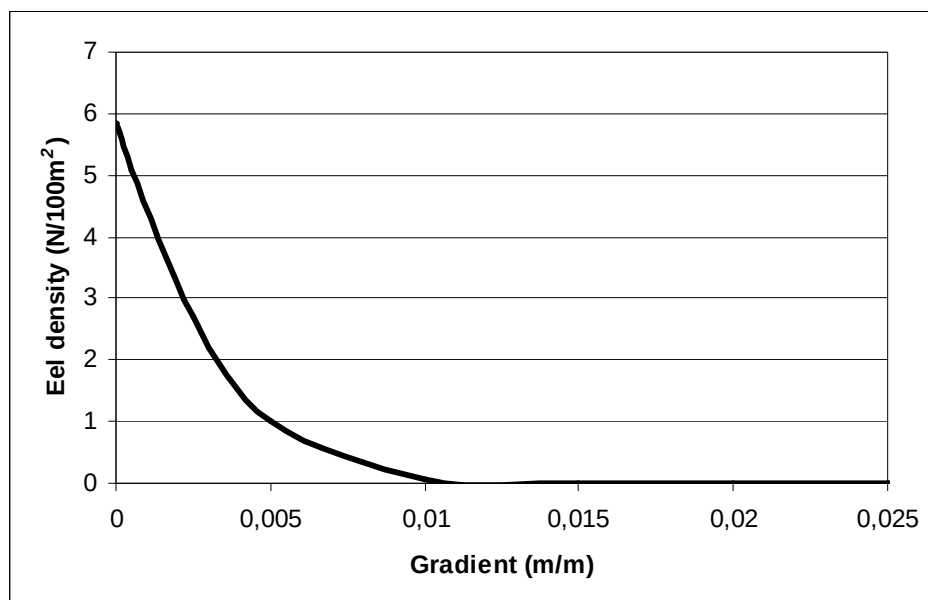


Figuur 4.8 Verband tussen de afstand van een water tot de getijdegrens en de aaldichtheid van dat water in Engeland (naar ICES/EIFAC, 2004 en Aprahamian, mond meded.)

De dichtheden moeten niet gezien worden als een absoluut referentiekader.

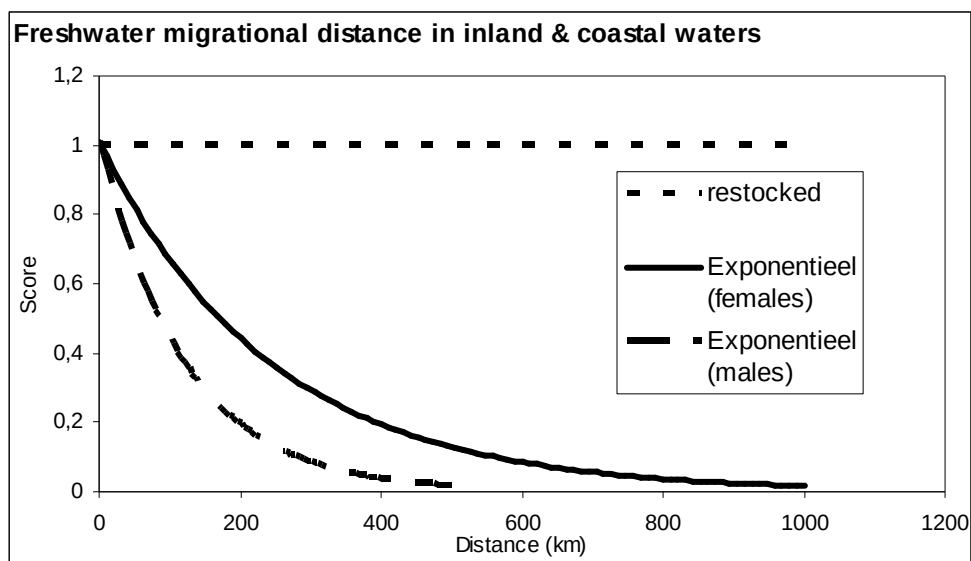
Het is niet bekend of deze relaties overal toepasbaar zijn. Op grond van algemene beschouwingen kan wel verwacht worden dat gelijksoortige

(maar niet noodzakelijkerwijs gelijke) relaties ook in Nederland gelden. Figuur 4.8 laat zien dat de bezettingsdichtheid met aal in een water exponentieel afneemt met de afstand tot de zee. Figuur 4.9 geeft aan dat de grootste aaldichtheden voorkomen bij een verhang van het stroomgebied van minder dan 0,5%.



Figuur 4.9 Verband tussen de helling van een deelstroomgebied en de aaldichtheid (naar ICES/EIFAC, 2004 en Aprahamian, mond meded.)

In figuur 4.10 is de geschiktheid van het habitat voor aal (een waarde 1 betekent optimaal habitat) van een binnenwater (of kustwater) weergegeven in afhankelijkheid van de afstand tot de zee (ICES/EIFAC, 2004). Er is daarbij onderscheid gemaakt tussen vrouwelijke en mannelijke alen. Voor uitgezette alen maakt het niet uit hoever het water van de zee af ligt voor zover het gaat om de opgroei alleen. In verband met de voortplanting ligt dit mogelijk anders, want het is onbekend of dergelijke alen kunnen deelnemen aan het paaiproces.



Figuur 4.10 Het verband tussen de afstand van een water en de mate van geschiktheid voor vrouwelijke, mannelijke en uitgezette aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

4.13 Minimum areaal

De rode aal verblijft en schuilt veelal in holen en gangen, vaak meer dan een jaar lang, en komt daar 's nachts uit tevoorschijn. Het minimum areaal dat de aal daarbij inneemt is afhankelijk van de karakteristieken van het water. Dat kan 0,01-0,10 ha bedragen in kleinere wateren en beken (Baras *et al.*, 1998).

4.14 Migratie afstand

De dagelijkse migratie afstand die de aal aflegt, is afhankelijk van de karakteristieken van het water. Die kan minder dan 100 m bedragen in kleinere wateren en beken, maar ook 30 km bedragen in grotere rivieren en lagunen. Uit experimenten van met radiozenders gemerkte alen in een 5 m breed zijriviertje van de Maas in de Belgische Ardennen is bekend dat de dagelijkse migratieafstand van de alen slechts een oppervlakte van minder dan 1000 m² bedraagt; beneden 13°C stopt de activiteit daar min of meer (Baras *et al.*, 1998).

De aal keert ook graag terug naar zijn tijdelijke verblijfplaats. Bij verplaatste alen in de Waddenzee zelfs over een afstand van gemiddeld 100 km en in individuele gevallen 200 km (Tesch, 1999). Grotere verplaatsingen vinden in de herfst en in het voorjaar plaats, doorgaans niet in de zomer of winter. Dergelijke migraties kunnen zowel van het zoete water naar het zoute water optreden als andersom en zowel in de herfst als in het voorjaar. Hier maken de alen dus kennelijk ook individuele keuzes. Migratie van hele aalbestanden kan ook gebeuren wanneer de lokale omstandigheden slecht worden, want dan worden de tijdelijke verblijfplaatsen veelal verlaten. Als er waterverontreinigingen

optreden, dan zijn dit min of meer gedwongen keuzes (aal kan dan zelfs het land op kruipen).

Maar ook kan een aalpopulatie naar een voorkeursgebied migreren. Dat gebeurt bijvoorbeeld bij het onderlopen van uiterwaarden in de zomer (de aal zoekt dan de uiterwaarden op om te foerageren) of in de winter in het Waddengebied. De aal trekt in de herfst uit het Waddengebied weg en komt in het voorjaar terug (Tesch, 1999).

4.15 Migratiebarrières

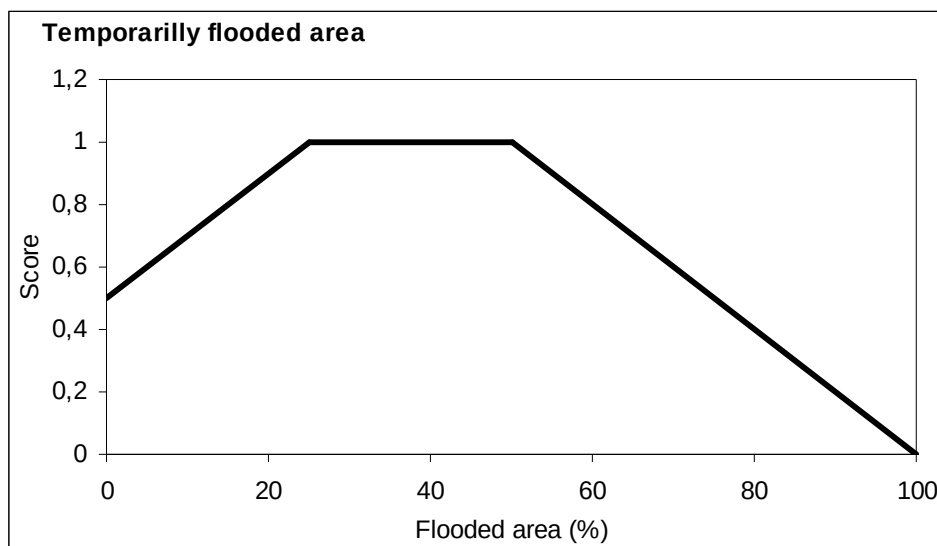
4.15.1 Het getij zit niet meer mee

Glasalen maken selectief gebruik van de vloedstroom en dit is het belangrijkste migratie mechanisme voor de glasaal. Daar waar het getij niet meer merkbaar is in de rivier (getijdengrens) hopen de glasalen zich vaak op (Dekker & Van Willigen, 2000). In veel estuaria in Europa is als gevolg van afdamming de getijdewerking deels verdwenen. Het belangrijkste mechanisme met behulp waarvan de glasaal het binnenwater binnentrekt is daar dan ook grotendeels verdwenen. In Nederland is dat ook in sterke mate het geval als gevolg van de Deltawerken.

4.15.2 Dammen, stuwen, zeedijken en rivierdijken

Er kan onderscheid gemaakt worden in migratie belemmering in de lengterichting van de rivier of van het watersysteem en in de breedterichting. Dit laatste heeft vooral betrekking op de inperking van de overstromingsvlakten zoals uiterwaarden.

Overstromingsvlakten zijn voor de aal uitgelezen foerageergebieden. Het maakt niet uit of dit kwelders, polders of uiterwaarden zijn. Door de tijdelijke vergroting van het productie areaal kan de groei van de aal sterk begunstigd worden, want die is immers mede afhankelijk van het voedsel-aanbod. En aal heeft geen moeite met de consumptie van terrestrisch voedsel zoals regenwormen en allerlei insecten die vanaf het land komend in het water belanden. ICES/EIFAC (2004) stellen daarom volgens figuur 4.11 een optimum voor in de verhouding overstromingsvlakte/permanent bewoond water (een score 1 is optimaal). De figuur o.a. laat zien dat als het water alleen maar overstromingsvlakte is, het dan ongeschikt is (een waarde nul) omdat het geheel droogvalt. En als er in het geheel geen overstroming plaats vindt, dan is de geschiktheid maar matig (een waarde 0,5). Optimaal is de situatie waarin het waterareaal zich af en toe met 25-50% uitbreidt als gevolg van overstroming.



Tabel 4.1 Verband tussen het percentage overstromingsvlakte van het waterareaal en de mate van geschiktheid van een water voor de aal (uit ICES/EIFAC, 2004)

Stroomopwaarts in het binnenland zijn er veel dammen en stuwen aangelegd die de vrije stroomopwaartse migratie van aal belemmeren. In de lengterichting van de rivier of van het watersysteem kan de waterafvoer gereguleerd worden door de aanleg van stuwen. In Nederland is dat in extreme mate toegepast, vooral in de polderwateren en in de beekjes. Maar komend vanaf de zee ontmoet de migrerende aal bij het IJsselmeer en in de Delta de eerste barrières. Alleen de estuaria van de Schelde en van de Eems zijn nog redelijk intact. In de Nederrijn/Lek liggen verder nog 3 stuwen; in de Maas in Nederland 7. Daarnaast zijn er in de regionale en lokale wateren een onbekend aantal, maar wel talloze, stuwen en stuwten aangelegd.

Nederland staat daarin niet alleen. Sinds de Tweede Wereldoorlog is het tempo van de aanleg van grote dammen (> 15 m hoogte of 5-15 m hoog met een reservoir volume > 3 miljoen m³) wereldwijd vertwee- tot -drievoudigd en pas in de 1990-er jaren weer wat verminderd. De argumenten waarom dergelijke dammen in Europa zijn aangelegd zijn hoogwatercontrole (3%), irrigatie (25%), watervoorziening (16%), waterkracht (31%), andere enkelvoudige redenen (2%) en meervoudige redenen (23%) (World Commission on Dams, 2000). In Nederland gaat het doorgaans om lagere dammen; in Spanje om meer dan 1000 van dergelijke hoge dammen. Iedere dam levert een migratiebelemmering op. Door de aanleg van vispassages of gericht beheer kan dit verminderd worden, maar toch blijft er doorgaans wel een migrati weerstand over. Moet een aal tijdens zijn migratie meerdere van die dammen passeren, dan neemt de totale weerstand volgens een machtreeks toe en de dichtheid verderop exponentieel af.

4.15.3 Waterkrachtcentrales en gemalen

Wanneer de dammen (mede) aangelegd zijn ten behoeve van de benutting van waterkracht, dan wordt niet alleen de migratie stroomopwaarts belemmerd, maar wordt ook de stroomafwaartse migratie

bemoeilijkt en er treedt daardoor sterfte op. Voor de aal is dit met name het geval in landen als Noorwegen, Zweden, Finland, Frankrijk, Duitsland (> 6000 waterkrachtcentrales, waarvan bijna 5000 < 1 MW die alleen gesubsidieerd geëxploiteerd kunnen worden), Spanje, Portugal, Italië en Turkije (ICES/EIFAC, 2003). Maar ook in bijvoorbeeld Ierland en Nederland wordt gebruik gemaakt van waterkracht.

De belangrijkste WKC's in Nederland liggen in de Maas bij Alphen/Lith en bij Linne en in de Nederrijn/Lek bij Maurik en Hagestein (LNV, 2003b). Verder nog ongeveer 10 kleinere in diverse beken in Nederland, waarvan die in de Roer (Roermond) en in de Overijssel Vecht (de Haandrik) de belangrijkste zijn.

Door de opwekking van duurzame energie is in de periode 1990-2000 de uitsparing van fossiele brandstof in Nederland ongeveer verdubbeld. Waterkracht is nauwelijks toegenomen. De bijdrage ervan aan duurzame binnenlands opgewekte energie bedraagt in 2002 en 2003 minder dan 0,05%. De bijdrage ervan aan de totale elektriciteitsproductie bedraagt in 2000-2003 gemiddeld 0,1% (www.cbs.nl). Eigenlijk is het belang van waterkracht voor de Nederlandse energieproductie dus voor discussie vatbaar.

In de laaggelegen landen (Nederland, Noord-Duitsland, Vlaanderen) speelt met name ook de omgekeerde migratieproblematiek een rol. De dieper gelegen polders worden door de jonge alen bevolkt in stroomafwaartse richting en de schieralen trekken de polders uit in stroomopwaartse richting, meestal via gemalen. Een gemaal kan worden gezien als een omgekeerde turbine waardoor net als bij WKC's sterfte kan optreden onder de migrerende alen.

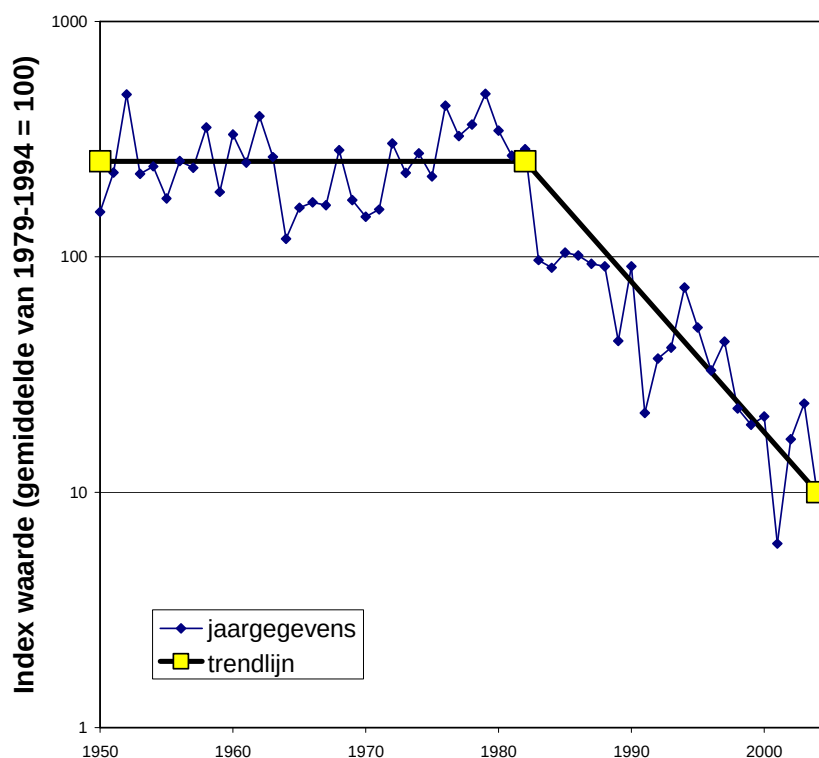
Sterfte als gevolg van WKC's of gemalen is afhankelijk van de lengte van de aal. Gelet op de sexe-afhankelijke lengtes van schieralen, is het risico voor vrouwelijke alen dan ook veel groter dan voor mannelijke alen.

In welke mate WKC's en gemalen de aalpopulatie beïnvloeden hangt ook af van de hoeveelheid aal die wil passeren. Het is bijvoorbeeld op dit moment niet duidelijk hoe de schade als gevolg van de vele WKC's in het Rijnstroomgebied in Duitsland zich verhoudt tot de schade in de paar WKC's in Nederland omdat de dichtheid (abundantie) van de aal op verschillende plaatsen in het Rijnstroomgebied onbekend is

5 Achteruitgang en bedreigingen

Er bestaan twee groepen van verklaringen van mogelijke oorzaken voor de achteruitgang van de aalstand. De eerste richt zich op oceanische factoren (klimaat, golfstroom en veranderingen in de Sargassozee) en de tweede op factoren die van invloed zijn op continentale factoren (dammen en stuwen, habitatvermindering en inpolderingen, WKC's en gemalen, aalscholvers, visserij, parasieten, virussen en vervuiling).

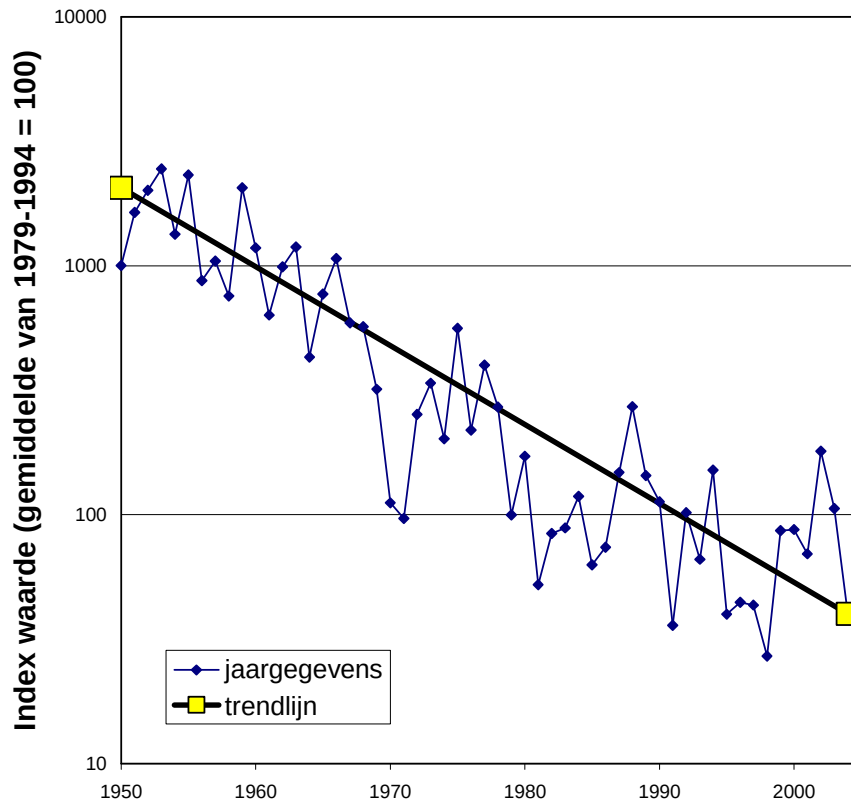
De glasaal en jonge aal nam vanaf 1980 af tot 1-5% van het niveau dat in de 1950-er jaren aanwezig was. Uit de figuren 5.11 en 5.2 is duidelijk af te lezen dat de achteruitgang van de rode aal eerder inzette, sinds de 1950-er jaren, dan de achteruitgang van de glasaal (inclusief de zeer jonge gepigmenteerde aal in Scandinavië).



Figuur 5.1 Jaarlijkse geïndexeerde gegevens en trendlijn van de hoeveelheid glasaal in Europa (naar: ICES/EIFAC, 2005). De indexwaarde is op een logaritmische schaal weergegeven, de trendlijn op het oog getrokken.

Omdat de rode aal populatie eerder achteruit gegaan is dan de glasaalpopulatie, moet de oorzaak van de achteruitgang vooral gezocht worden in de paaipopulatie op het continent. Dekker (2004) vond ook een duidelijke en significante zogenaamde *Stock-Recruitment* relatie. Uit die relatie bleek dat de populatie paaidieren de laatste jaren beperkend begint te worden en dat als gevolg daarvan de hoeveelheid glasaal

vermindert. Er bestaat bij de aal bovendien het gevaar van depensatie. Dit houdt in dat de paaipopulatie beneden een bepaald niveau in elkaar stort, bijvoorbeeld omdat ze elkaar niet meer kunnen vinden in de (enorm grote) Sargassozee. Daar zijn tot dusverre weliswaar nog geen harde aanwijzingen voor, maar Dekker (2004) meent daar wel een indicatie voor te hebben en pleit mede daarom voor de toepassing van het Voorzorgs-beginsel. Concreet betekent dit onder andere: sluiting van de visserij.



Figuur 5.2 Jaarlijkse geïndexeerde gegevens en trendlijn van de hoeveelheid rode aal in Europa (naar: ICES/EIFAC, 2005). De indexwaarde is op een logaritmische schaal weergegeven, de trendlijn op het oog getrokken.

Knights (2002) gelooft daarentegen dat de mondiale opwarming effecten heeft op de temperaturen in de Sargassozee, op de productiviteit van de Atlantische wateren ten behoeve van de voedselvoorziening van *Leptocephalus* larven en op de mortaliteit van deze larven als gevolg van veranderde stromingen en vertraagde aankomst op het continentale plat.

Anderen geloven dat aan vet gebonden moeilijk afbreekbare verontreinigingen (zoals PCB's), die ook een bekend effect hebben op de voortplanting en de migratie negatief kunnen beïnvloeden, de verklaring vormen voor de achteruitgang van de aal (Feunteun, 2002; Robinet & Feunteun, 2002).

Nederlandse beroepsvissers zien veelal de aalscholver en de glasaalvangst in Zuid-Europa als oorzaken van de achteruitgang van de aal. Uit de aalscholver-studies die uitgevoerd zijn in Nederland, blijkt dat de

consumptie van aal door dit dier in het algemeen relatief beperkt is en op het IJsselmeer in het niet valt bij de onttrekking door de visserij (2.18 en 4.1).

Plaatselijk vindt er in Zuid-Europa overbevissing van glasaal plaats waardoor er daar uiteindelijk lokaal ook minder schieralen opgroeien. Bevissing en mogelijk ook overbevissing van de aal in enig levensstadium treedt op veel plaatsen in Europa op, Nederland en met name het IJsselmeer niet uitgezonderd. Overbevissing van de glasaal in Zuid-Europa is voor de Europese aalpopulatie in ecologisch opzicht niet minder schadelijk dan de plaatselijke overbevissing van de rode aal en de schieraal in Nederland.

In het stroomgebied van Rijn en Maas zijn in totaal meer dan 2000 WKC's aanwezig; 90% daarvan is kleiner dan 1 MW (LNV, 2003b). De meerderheid ligt in de zijrivieren van Rijn en Maas. In de Maas zelf liggen er momenteel 17 WKC's, waarvan 2 in Nederland (Linne en Lith) en de rest in België en Frankrijk (één daarvan is buiten bedrijf). In de hoofdstroom van de Rijn liggen in totaal 21 WKC's, waarvan er 10 in de Oberrhein (Duitsland-Frankrijk) en 11 in de Hochrhein (Zwitserland). In belangrijke zijrivieren van de Rijn liggen er nog veel meer: Moezel (22), Lahn (>10), Main (34) en Neckar (>20). Vanwege de grote hoeveelheid WKC's, is het cumulatieve effect ervan op populaties van over grote afstanden migrerende vissoorten, zoals de aal, belangrijk.

Larinier & Travade (1999) vatten de literatuur over sterfte van aal door WKC's samen. Zij concluderen dat het type turbines zoals die in de WKC's in onze grote rivieren worden toegepast (horizontale Kaplan) aanleiding geven tot een aalsterfte van 15-30 %. Bovendien geldt het principe dat meerdere WKC's achter elkaar tot een cumulatieve sterfte leiden. Cumulatieve schade door WKC's kan ontstaan wanneer aal meerdere WKC's moet passeren tijdens zijn stroomafwaartse migratie. In de Rijn tussen Schaffhausen en Basel resulteerde dit bijvoorbeeld in een totale mortaliteit van 92,9% (Dönni *et al.*, 2001). Prignon *et al.* (in: ICES/EIFAC 2003) schatten de cumulatieve mortaliteit van vrouwelijke aal in de Maas bij de 6 achtereenvolgende WKC's in Wallonië op 40-63% en voor mannelijke aal op 34-45%. Desondanks schatten Bruis *et al.* (2003) de schieraal mortaliteit in de Nederlandse Maas samen op hooguit 16% in totaal, door beide WKC's samen en inclusief de indirecte mortaliteit en mortaliteit door predatie. Van belang hierbij is ook welk deel van het debiet door de turbines heen gaat. Als al het water daar doorheen gaat, en er zijn geen visgeleidende voorzieningen, dan zullen de stroomafwaarts migrerende vissen er ook allemaal door heen moeten.

Er zijn plannen om in de Maas bij Borgharen, Grave en Sambeek WKC's te bouwen. Ook in Born, Maasbracht, Roermond, Belfeld en in de Nederrijn bij Driel ligt waterkracht potentieel, maar daar is (nog) geen initiatief genomen voor benutting ervan.

In Nederland richt de aandacht zich veel meer op WKC's dan op gemalen. Dat lijkt niet terecht, want Nederland heeft verhoudingsgewijs, vergeleken met bijvoorbeeld Duitsland, maar weinig WKC's. Er staan echter wel veel gemalen die in beginsel een vergelijkbare schade kunnen veroorzaken bij de aal. De zogenaamde vijzelgemalen bleken in Vlaanderen 13,2-25%

mortaliteit op te leveren onder schieralen, de daar toegepaste centrifugaalpomp slechts 1,4-3 % (Germompren *et al.*, 1994).



Palingsterfte langs de Waal in 2003, zgn "knakaal" (foto: Sportvisserij Nederland)

Ook de Japanse aal *Anguilla japonica* en de Amerikaanse aal *Anguilla rostrata* zijn in de afgelopen decennia sterk achteruit gegaan. Castonguay *et al.* (1994) noemen habitatveranderingen (o.a. waterkrachtcentrales en dammen) sinds de 1950-er jaren en letale verontreinigingen sinds de 1960-er jaren als mogelijke continentale oorzaken. Haro *et al.* (2000) komen, net als Dekker (2004) voor de Europese aal, voor de Amerikaanse aal tot de slotsom dat uit de vele mogelijke oorzaken er niet één als de belangrijkste is aan te merken. Dat komt omdat er zo weinig goede gegevens beschikbaar zijn over de mate van voorkomen en omdat de populatie dynamiek van de aal zo moeilijk te bestuderen is door zijn specifieke eigenschappen. De min of meer gelijktijdige achteruitgang van deze 3 soorten (International Eel Symposium, 2003), waarvan de Japanse aal niet in de Atlantische maar in de Pacifische Oceaan voorkomt en paait, duiden er ook op dat het vermoedelijk niet alleen om mogelijke factoren in de Sargassozee en veranderde Atlantische stromingen gaat.

Uit genetisch onderzoek (Wirth & Bernatchez, 2003) blijkt dat de effectieve populatie grootte van de Europese aal al heel lang, vanaf enige honderden tot duizenden generaties geleden, significant afneemt en momenteel verbazingwekkend laag is. Deze afname gebeurt in de laatste 8000-75000 jaar en valt samen met de meest recente ijstijd. De effectieve populatie grootte is een maat voor de genetische diversiteit binnen een populatie en een indicatie voor de kwetsbaarheid voor bijvoorbeeld inteelt. Wirth & Bernatchez (2003) komen daarom tot de conclusie dat de laatste ijstijd, die ervoor gezorgd heeft dat de richting en

snelheid van de warme golfstroom veranderde, het reproductieve succes van deze soort negatief beïnvloed heeft doordat de kwetsbaarheid van de leptocephaluslarven tijdens de lange transatlantische migratie vergroot is. Dit zou bij de Amerikaanse aal een geringere rol hebben gespeeld. Deze auteurs zien vooral een gevaar in het synergistische (elkaar versterkend) effect van de globale opwarming van de aarde, en de effecten daarvan op de warme golfstroom, en van de continentale negatieve invloeden op de populatie.

Alles overziend kan er vermoedelijk geen factor worden aangewezen die alleen verantwoordelijk is voor de achteruitgang. Allicht zijn er meerdere factoren tegelijkertijd werkzaam en het is twijfelachtig of ooit achterhaald zal kunnen worden welke daaraan het meest hebben bijgedragen. Wel is duidelijk dat het heel slecht gaat met de aal. In dat geval zou ook het voorzorgsbeginsel moeten worden toegepast: niet wachten op resultaten van nieuw onderzoek maar nu maatregelen nemen (Dekker, 2004).

6 Herstel, behoud en beheer

6.1 Typen en schaal van de maatregelen

Bij het beheer van de aalstand en de aalpopulatie kan onderscheid worden gemaakt tussen het visserijbeheer, de handel en visziektenpreventie, het habitatbeheer (inclusief inrichtingsmaatregelen en waterkwaliteitsmaatregelen), de aanleg en het beheer van vismigratievoorzieningen (stroomopwaarts en stroomafwaarts) en de aanleg en het beheer van waterkrachtcentrales en gemalen.

Het beheer kan op verschillende schaalniveaus gestalte krijgen: op het niveau van het gehele verspreidingsgebied van de Europese aal, op nationaal niveau, op watersysteemniveau en op waterniveau.

Verder vindt het ook op verschillende bestuurlijke niveaus plaats: de EU (kaders zoals KRW en HR en concrete targets voor de hoeveelheid ontsnappende schieralen), de landelijke overheid (wet- en regelgeving, beleid ten aanzien van water- natuur- en visserijbeheer en economie en integratie daarvan, vergunningen en handhaving, financiering van maatregelen), provinciale en regionale overheden (doorzetting landelijke beleid, stimulering en financiering), lokale overheden zoals waterbeheerders (waterbeheer, vergunningverlening) en private partijen (terreinbeheerders, visrechthebbenden, vissers en WKC-beheerders). En tenslotte zijn er nog 3 beleidsterreinen bij betrokken: beleid, beheer en onderzoek.

In het onderstaande zal niet worden ingegaan op de vraag wie iets zou moeten doen en slechts in enkele gevallen op de schaalniveaus waarop iets zou moeten gebeuren. Er wordt vooral ingestoken op de vraag wát er gedaan zou kunnen worden voor het herstel, behoud en beheer van de aal en welke maatregelen kansrijk zijn. Ook wordt ingegaan op aalgerichte maatregelen waarmee bij waterbeheerders reeds ervaring is opgedaan.

6.2 Visserijbeheer en uitzettingen

Een duurzaam beheer van de aal vergt dat de doelstellingen van het visserijbeheer gericht zijn op:

- Voldoende ontsnapping van schieraal (6.2.1)
- Optimale sociaal-economische benutting van de aal (6.2.2)
- Optimale preventie van schade aan het ecosysteem (6.2.3)
- Voldoende informatieverzameling –en gebruik daarvan- ten behoeve van het beheer (7)

Daarbij is het belangrijk om goed onderscheid te maken in beheermaatregelen die voor het gehele gebied van voorkomen van de aal moeten worden getroffen, maatregelen die beter op nationaal niveau nodig zijn en maatregelen die op regionaal en lokaal niveau kunnen worden genomen. Bij dit laatste moet in Nederland enerzijds worden gedacht aan VBC's en hun beheergebieden en anderzijds aan de

stroomgebiedsdistricten van de Europese Kaderrichtlijn Water (het Rijnsysteem bijvoorbeeld) en de Habitatrichtlijngebieden. De optimale sociaal-economische benutting van de aal staat in beginsel tegenover de eis van voldoende ontsnapping van schieraal en soms ook tegenover de eis van optimale preventie van ecosysteemschade. De strijdigheid van deze belangen maakt het noodzakelijk om een goed evenwicht hiertussen te vinden.



Aalvangst (foto: Sportvisserij Nederland)

6.2.1 Voldoende ontsnapping van schieraal

Dit is een voorwaarde waaraan met name op de schaal van het gehele verspreidingsgebied van de aal moet worden voldaan. Zonder op de paaigronden terugkerende schieralen is er in Europa geen duurzame aalstand mogelijk. ICES/EIFAC (2004, 2005) geven aan dat de paaistand teruggebracht moet worden tot 30-50% van het oorspronkelijke niveau, dat de huidige aalstand niet binnen veilige grenzen verkeert en dat alle menselijke beïnvloeding (inclusief visserij) onmiddellijk moet worden stopgezet totdat er een internationaal herstelplan is. Het probleem met de 30-50% doelstelling is, dat er niet bekend is hoe hoog dat oorspronkelijke niveau was, en dat de aantallen van de huidige paaistand evenmin goed bekend zijn. Daarom wordt in plaats daarvan, als een soort benadering, gekeken naar de aantallen van de rode aal-populatie. Een complicerende factor is dat bij zulke aantallen de kwaliteit van de paaidieren niet is verdisconteerd. Zwaar met PCB's belaste vrouwelijke aalen bijvoorbeeld, die de paaigronden bereiken, dragen waarschijnlijk nauwelijks bij aan de voortplanting. En tenslotte is niet duidelijk welke bijdrage de schieralen uit de verschillende watersystemen en landen hebben aan de Europese aalpopulatie. Draagt een schieraal uit de Nijl evenveel bij als een schieraal uit de Oostzee, de Rijn en een willekeurige Nederlandse polder?

Daarnaast is duidelijk dat de hoeveelheid geproduceerde schieraal afhankelijk is van de hoeveelheid rode aal en dat deze weer afhankelijk is van de hoeveelheid glasaal, tenzij er een overschot aan glasaal is zoals dit vermoedelijk het geval is in de wateren rond de Golf van Biskaje.

Maatregelen die mikken op de ontsnapping van een bepaalde hoeveelheid schieraal dienen dan ook ondersteund te worden door maatregelen die de rode aal en –tot op zekere hoogte- de glasaal beschermen.

Op Europees niveau zullen daarom waarschijnlijk afspraken gemaakt gaan worden dat elk land in gelijke mate in maatregelen moet voorzien (Level Playing Field). En het ziet ernaar uit dat allereerst ingestoken zal worden op het beperken van de schieraal-, rode aal- en glasaal visserij door middel van sluiting van een deel van het vangstseizoen (gedacht wordt aan 2 maanden voor elk stadium). Welke ruimte aan de nationale overheden overgelaten wordt om dit nader vorm te geven op hun eigen grondgebied, is momenteel niet bekend. Daarnaast staat het visstandbeheerders natuurlijk vrij om vrijwillig de visserij te beperken.

Als visserijkundige maatregelen die uiteindelijk in theorie een positief effect op de uittrek van schieraal kunnen hebben, kunnen worden genoemd:

- Quota's, vangstbeperkingen;
- Gesloten seizoenen en tijden, bijvoorbeeld in bepaalde maanden;
- Gesloten gebieden, bijvoorbeeld in Habitatrictlijngebieden of nabij WKC's en stuwen;
- Beperking van de vangstinspanning;
- Beperking in het soort vangtuigen, bijvoorbeeld schietfuisen in het IJsselmeer en de peur voor de hengelsport;
- Minimum maten, bijvoorbeeld 35 cm i.p.v. 28 cm, waardoor de kans om schier te worden toeneemt voor zowel mannelijke als vrouwelijke dieren;
- Maximum maten, bijvoorbeeld 70 cm, waardoor alle echt grote vrouwelijke dieren kunnen ontsnappen;
- Stroomafwaarts verplaatsen van gevangen schieraal, bijvoorbeeld van aal die gevangen wordt vóór een waterkrachtcentrale of gemaal;
- Meeneemlimieten en terugzetten van gevangen rode aal (sportvisserij) of schieraal (beroepsvisserij)

Een belangrijk punt bij de afweging welke maatregelen effectief, controleerbaar en uitvoerbaar zijn, is in welke mate de visserijsector samen met de overheid het beheer vorm geeft en de sector dit beleid dan uitvoert (co-management).

Als daar naar wederzijdse tevredenheid afspraken over gemaakt worden en de visserijsector het primaire toezicht zelf organiseert, dan kan er maatwerk geleverd worden op de verschillende typen wateren.

Quota systemen en meeneemlimieten voor sportvissers zijn, zeker op het vaste land, erg gevoelig voor ontduiking en vereisen een goede controle van de handel, inclusief de zeer kleinschalige handel. Daarom zal het moeilijk zijn om dergelijke maatregelen effectief uit te voeren op een regionale schaal.

Verandering van de minimummaat en invoering van een maximummaat zou op Europees niveau en op Nederlands niveau overwogen kunnen

worden. Over de effectiviteit daarvan wordt echter door verschillende betrokkenen in Nederland verschillend gedacht (Leijten, 2004). Het stroomafwaarts verplaatsen van gevangen schieraal wordt hier gezien als een vorm van beperking van de visserij inspanning; bij waterkracht-centrales en bij gemalen wordt dit als zeer effectief beoordeeld (Leijten, 2004).

Indien co-management niet mogelijk blijkt, dan is een meer algemene maatregel die van bovenaf wordt opgelegd, zoals sluiting van de visserij gedurende bepaalde perioden, een voor de hand liggende optie. Het is nu eenmaal gemakkelijker om te controleren of er wordt gevestigd, dan om te controleren of er te veel of met verkeerde vangtuigen wordt gevestigd. Of dat de vangsten niet aan bepaalde criteria voldoen. Op nationale of regionale schaal zou overwogen kunnen worden om ook gebieden aan te wijzen waar de aalvisserij geheel wordt verboden, bijvoorbeeld in Habitat-richtlijngebieden voor de aal. Vooral als de gebieden groot zijn, kan dat een redelijk controleerbare maatregel zijn.

6.2.2 Optimale sociaal-economische benutting van de aal

Beroepvisserij

Beroepsvissers vissen in Nederland niet alleen op rode maar ook op schieraal. Voor beroepsvissers gaat het vooral om de waarde van de vangst. Die is niet alleen afhankelijk van het opgeveste gewicht maar ook van de opgeleverde prijs. De prijsvorming, het inspelen daarop en de beïnvloeding daarvan, is dus ook belangrijk. Maar op de prijsvorming wordt in dit document verder niet ingegaan.

Gevangen rode aal wordt door beroepsvissers doorgaans meegenomen mits deze ten minste de minimum maat heeft bereikt (28 cm). Gevangen schieraal wordt in de praktijk altijd meegenomen.

Sommige beroepsvissers gooien de kleinere aal weer terug en/of werken met grotere ringetjes in de fuiken dan verplicht, waardoor kleine aal kan ontsnappen.

Artikel 4, lid 2, van het Reglement Binnenvisserij 1985 zegt over ringetjes:

Het is verboden met de aalfuik te vissen, indien de maaswijdte kleiner is dan 20 mm tenzij in de buitenwand daarvan een aantal zuiver ronde ringetjes van metaal of enige andere niet rekbare stof met een middellijn van ten minste 13 mm binnenwerks zijn geplaatst binnen 6 mazen achter de aanhechting van de laatste inkeling of de laatste hoepel. Dit aantal bedraagt bij 300 of minder mazen opzet om de eerste hoepel achter de vleugels ten minste twee en bij meer dan 300 mazen opzet om de eerste hoepel achter de vleugels ten minste vier.

Zulke beroepsvissers mikken op een grotere opbrengst wanneer de aal nog een tijdje de gelegenheid krijgen om verder te groeien. Dat werkt in Nederland vooral niet goed in situaties met een gemene weide visserij (meerdere vissers op hetzelfde water), zoals op het IJsselmeer. Elders, in Lough Neagh in Noord-Ierland (goed vergelijkbaar met het IJsselmeer) werkt dit echter wel. In het IJsselmeer is de huidige visserijdruk, ondanks alle opgelegde en zelf getroffen beperkingen, zo zwaar dat de opbrengst

verre van optimaal is. Er groeien nog maar weinig (grote) vrouwelijke schieralen op en de ontsnapping ervan is marginaal. Als de inspanning met 30-50% zou verminderen, dan zou de totale vangst gemaximaliseerd worden. Pas bij 80% vermindering wordt een situatie bereikt waarin in de buurt van duurzaam beheer gekomen wordt en waarbij voldoende mannelijke en vrouwelijke dieren ontsnappen (Dekker, 2000; 2004). Een optimale (dus geen maximale) sociaal-economische benutting van aal bij een duurzame visserij zou hier rekening mee houden. Denkbaar is echter ook dat in het IJsselmeer gestreefd wordt naar een maximale benutting en dat het verschil tussen maximale en optimale vangst gecompenseerd wordt door de uitkoop van aal-visrechten elders, op voldoende schaal, en stopzetting van de visserij aldaar. Het maakt immers niet uit wáár in Nederland de schieralen uittrekken, als er maar voldoende ontsnappen. Zelfs is denkbaar dat Nederland "ontsnappingsrechten" van aal verhandelt met andere landen.

Sportvisserij

Voor sportvissers gaat het vaak om de bezigheid van het vangen zelf, maar soms ook wel om de aantallen gevangen alen of ook om de afmetingen ervan. Er worden in Nederland ook peurvergunningen uitgegeven aan sportvissers. Het gaat bij sportvissers vrijwel uitsluitend om rode aal omdat echte schieraal niet meer eet.



Aal gevangen met de hengel (foto: Jelmer Wijnstroom)

In het algemeen, en uitzonderingen daargelaten, gaat het bij de sportvisserij op aal dus niet om het directe economische belang, maar om het recreatieve belang. Desondanks kan het indirecte economische belang ervan best wel groot zijn omdat relatief veel sportvissers op aal vissen. De omvang van dat belang is in Nederland niet precies bekend, maar 23% van de sportvissers vist wel eens op aal en voor 5-6% is het de belangrijkste of bijna belangrijkste soort (Boutkan, 2002). De aal wordt

door sportvisserij veelal teuggezet, maar de overleving van zulke teruggezetten aal is voor discussie vatbaar.

6.2.3 Optimale preventie van schade aan het ecosysteem

Bijvangst

De beroepsmatige aalvisserij vindt in Nederland overwegend plaats met behulp van schietfuike, grote (hok-)fuike, hoekwant, kistjes, aalschokkers en elektrisch. De vangtuigen met de meeste opbrengst op landelijk niveau zijn ongetwijfeld de diverse soorten van fuike. Op de grote rivieren bedroegen de bijvangsten in schietfuike 43-95%, op het IJsselmeer 82-98%. In grote fuike op het IJsselmeer was dat 81-96%. Het gaat hier om bijvangsten van vissen. Technische aanpassingen en een gewijzigd beheer van de fuike leidden niet tot aanmerkelijke vermindering van de bijvangst. Het RIVO komt daarom tot de conclusie dat de bijvangst problematiek van de fuike slechts oplosbaar is door het niet meer gebruiken van dit type vangtuig (Deerenberg, 2004).

Verdrinkingen

Over bijvangsten van vogels in fuike en in hoekwant (verdrinkingen) is weinig bekend. Van Eerden *et al.* (1999) schatten dit in het IJsselmeer-gebied op enige honderden, vooral aalscholvers en futen. Hier bestaat vooral een informatiebehoefte.

Uitzettingen

Uitzettingen van glasaal en pootaal zijn een klassiek instrument om de visserij te verbeteren, vooral in situaties waarin aal weinig voorkomt (Tesch, 1999). Als gevolg van de schaarste van glasaal in de laatste decennia en de prijsontwikkeling ervan (recent meer dan € 1000,- /kg) zijn de uitzettingen echter tot een historisch dieptepunt gedaald.

Uitzettingen van jonge aal zouden in beginsel, na een aantal jaren van groei, ook bij kunnen dragen aan de ontsnapping van schieraal, mits de uitgezette aal komt uit "overschot"-gebieden (zoals de wateren rond de Golf van Biskaje) en de schieraal uiteindelijk ook effectief ontsnapt of desnoods als schieraal gevangen en in zee uitgezet wordt.

Ook als aan die voorwaarden voldaan wordt, dan zitten daar nog risico's aan.

Schieralen waarvan het reukvermogen onklaar was gemaakt, konden vanuit de Oostzee de weg naar de Sont, de uitgang naar de Atlantische Oceaan, niet goed meer vinden. Deze schieralen gedroegen zich net als schieralen die afkomstig waren van (Franse) glasaal uitzettingen in Scandinavië, die ook de weg naar de Sont niet konden vinden. Het lijkt er dus op dat de schieralen bij het vinden van de weg terug naar de paai-gronden de geurervaringen van de jonge alen in omgekeerde volgorde gebruiken, en dat uitgezette glasalen om die reden moeite hebben om de weg terug te vinden naar de paai-gronden (Westin, 1998). Dit wordt echter weersproken door de resultaten van Zweeds onderzoek. Uit de samenstelling van de otholieten (gehoorsteentjes) van alen die in de uitgang van de Oostzee gevangen waren, bleek namelijk dat meer dan 30% van de schieraal een verleden had van uitzetting (Limburg *et al.*, 2003).

Onomstreden is dat de glasaal uitzettingen in de Oostzee bijdragen aan de visserij. Maar de bijdrage van de uitgezette alen aan de paaipopulatie is tenminste voor discussie vatbaar.

Zouden de schieralen afkomstig van glasaal uitzettingen desondanks toch de paaigronden bereiken, dan bestaat het risico van vermindering van de genetische variatie, die toch al zeer gering is (Wirth & Bernatchez, 2003), en uiteindelijk uitsterving van de soort.

Aan de andere kant is de Europese aalpopulatie momenteel op een dusdanig laag niveau gekomen, dat de kans bestaat dat deze in elkaar klappt, bijvoorbeeld doordat de alen elkaar niet meer kunnen vinden op de paaiplaatsen en de aal als soort ook werkelijk definitief verdwijnt (Dekker, 2004).

Als het gaat om uitzettingen op een Europese schaal, dan staan we daarom voor een dilemma. Op grote schaal uitzetten voorkomt misschien het ineensstorten van de populatie, maar draagt misschien ook niets bij. Misschien is het ook juist contraproductief door genetische vervuiling. Door niet of weinig uit te zetten wordt het risico van genetische vervuiling voorkomen, maar blijft ook het risico bestaan van het ineens klappen van de populatie. Vooralsnog kan er vanuit de wetenschap niet meer zekerheid worden verschaft en de tijd dringt in verband met de neerwaartse trend van de aal. ICES/EIFAC (2005) heeft daarom om een politieke beslissing hierover gevraagd.

6.3 Habitatbeheer en waterkwaliteitsbeheer

Uit een studie van Tien & Dekker (2004) blijkt dat de hoeveelheid zoetwater habitat in Nederland tussen 1950 en 2000 sterk afnam: de oeverlengte nam af van > 286.000 km naar > 175.000 km en de oppervlakte van 4.800 km² naar 3.800 km². Tussen 1920 en 1950 nam de oeverlengte ook sterk af, maar het oppervlak nam sterk toe. Dit laatste kwam door de afsluiting van het IJsselmeer, wat echter een vergelijkbare vermindering van kustwater betekende.

In het waterbeheer voor de 21e eeuw wordt meer ruimte voor water voorzien. Mede door de verwachte zeespiegelrijzing, zal het areaal binnendijks zout water ook toenemen. Aal is bij uitstek een soort die daarvan kan profiteren, mits de betreffende arealen niet zodanig droogvallen dat de aal dit niet kan overleven. Toekomstige inundatiegebieden zouden bij voorkeur daarop moeten worden ingericht en kunnen bijdragen aan het behoud van de aal.

Het gaat niet alleen om de kwantiteit van het water, maar ook om de kwaliteit. De teruggedrongen eutrofiëring zal zich vertalen in een afnemende productie van plantaardig en dierlijk plankton. Maar dit betekent niet noodzakelijkerwijs een vermindering van de voedselbasis voor de aal. Wanneer de wateren helder worden en water- en oeverplanten meer voorkomen, dan mag ook een grotere productie worden verwacht van macrofauna dat daarmee verbonden is. Juist die macrofauna is het geprefereerde voedsel van de aal. De groei omstandigheden

voor de aal verbeteren dan juist. Voorwaarde is wel, dat de waterplanten terugkomen.

Tenslotte kan ook de verontreiniging van water en waterbodems genoemd worden. De vetrijke schieraal lijkt gevoelig te zijn voor verontreiniging met PCB's (4.7). Sanering van verontreinigingsbronnen lijkt daarom dringend gewenst.

6.4 Aanleg en beheer van stroomopwaartse vismigratie voorzieningen

Tijdens hun stroomopwaartse reis, die zich over honderden kilometers kan uitstrekken, ontmoeten de glasalen en jonge alen tal van hindernissen. Deze zijn veelal door de mens aangelegd, zoals sluizen en stuwen, en betekenen een ernstige beperking van het verspreidingsvermogen van de aal. De aanwezigheid van migratieknelpunten is misschien wel de belangrijkste factor in het voorkomen van de aal in de binnenwateren. Knights *et al.* (2001) concludeert zelfs dat het de enige relevante factor is.

Veel van de vaak meters hoge stuwen en dammen vormen een onoverkomelijke barrière. Om de aal dan in staat te stellen verder de rivier op te trekken en een geschikt habitat te bereiken, is de aanleg van een vistrap of een hierop lijkende constructie noodzakelijk. Geschikte oplossingen voor de aal zijn de aalgoot en de aalstijgpijp, voorzien van een ouderwets "vulmiddel" zoals rijshout of kokosmatten (Meyer-Waarden, 1965; Müller, 1975; de Groot & van Haasteren, 1977; Tesch, 1999).

Bij het ontwerp en beheer van dergelijke voorzieningen moet ingespeeld worden op het gedrag en de fysieke mogelijkheden van de aal en het voorkomen van verschillende lengtes van aal. Vanaf de zee tot aan de getijdelimietzone domineren bijvoorbeeld in Engelse rivieren de zeer jonge alen (6-13 cm) in de migranten en soms komt er ook stroomopwaartse migratie van aal van 30 cm voor. Die migratie vindt daar vooral plaats in de periode april-juli. In de meer bovenstroomse delen van de rivieren in Engeland komen maar weinig alen voor die kleiner zijn dan 30 cm en de migratie vindt daar plaats in de periode april-september (Solomon & Beach, 2004a). Wanneer gebruik gemaakt moet worden van het klimvermogen van de aal om een hoogte te overwinnen, dan is het erg belangrijk om de keuze van het "vulmiddel" op die verwachte lengtes van de aal af te stemmen. Er zijn tegenwoordig een aantal speciaal daartoe ontworpen moderne substraten beschikbaar.

Volgens Solomon & Beach (2004a) zijn er in beginsel zes benaderingen mogelijk om stroomopwaartse migratie van aal bij een hoogteverschil mogelijk te maken:

- aanleg van een gewone vispassage,
- aanleg van een vangkamer aan de voet van, halverwege of bovenaan de dam of stuw en uitzetting van de gevangen aal in het bovenstroomse water,

- aanleg van een gat of pijp, waarin de stroomsnelheid beperkt wordt, door de stuw of dam,
- aanleg van een vislift of een hevel,
- aanleg van een voldoende ruw substraat benedenstrooms, waarlangs de aal naar boven kan komen,
- verwijdering van de barrière.

Monden & Kroes (2005) noemen daarnaast nog de mogelijkheid van natuurlijke en semi-natuurlijke oplossingen zoals nevengeulen. Bij de aanleg van de voorziening zijn er een aantal basis eisen die gesteld moeten worden (Solomon & Beach, 2004b):

- de ingang moet door de aal zonder veel oponthoud of stress gevonden worden,
- het hoogteverschil moet zonder onnodige inspanning overwonnen worden,
- de uitgang moet veilig zijn, dus bijvoorbeeld geen risico van terugspoelen,
- de voorziening moet ten tijde van de migratie bij voorkeur onder alle hydraulische condities, bij elke vuillast werken en voor alle afmetingen van aal geschikt zijn; dit moet echter afgestemd worden op de beschikbare financiële middelen en geoptimaliseerd worden,
- de aal moet in en nabij de voorziening worden beschermd tegen onevenredige predatie en tegen visserij, stroperij en vandalisme,
- zo mogelijk dient er een monitoringsvoorziening te worden aangebracht ter evaluatie van de effectiviteit van de aalpassage,
- de voorziening moet veilig zijn voor gebruikers en beheerders en zonodig toegankelijk gemaakt worden voor publiek.

Wanneer er een vangstvoorziening van aal in de vispassage wordt aangelegd, dan kan de efficiëntie van de vispassage worden verhoogd door de uitstroom van de vangstvoorziening in de (uitstroom van) de vispassage te leiden. De geur van de gevangen alen trekt nieuwe alen aan en leidt hen dan naar en in de vispassage. De effectiviteit van de vispassage kon in de Villaine in Frankrijk zo voor de aal met een factor 1,4 worden verhoogd (Briand *et al.*, 2002).

Er wordt hier verder verwezen naar de goede handboeken die thans beschikbaar zijn en waarin in detail ingegaan wordt op ontwerpeisen van vispassages voor stroomopwaartse migratie specifiek voor de aal (Solomon & Beach, 2004b) en voor vispassages in het algemeen (ATV-DVWK, 1996; Monden & Kroes, 2005).

6.5 Aanleg en beheer waterkrachtcentrales en gemalen

In hoeverre waterkrachtcentrales voor de aalpopulatie van een rivierstelsel schadelijk zijn hangt af van de ligging van de WKC's, maar ook van verspreiding van de aal zelf. Over dit laatste zijn vrijwel nergens kwantitatieve gegevens beschikbaar. Zonder aannames te doen, is het op dit moment dan ook onmogelijk om dit te berekenen. Wel is het in een

aantal gevallen mogelijk om aan te geven welk schadepercentage het stroomafwaarts migrerende deel van de populatie oploopt.

Als schieraal tijdens zijn stroomafwaartse migratie een WKC tegenkomt, dan kan die schade oplopen ten gevolge van:

- het grofvuil- en beschermingsrooster en/of het visgeleidingssysteem,
- contact met de turbine en de schoepen,
- hydrostatische drukverschillen en
- predatoren benedenstrooms van de WKC.

Het schadepercentage op populatieniveau hangt af van de positionering van de turbine in het rivierbed (schieraal migreert vooral in de hoofdstroom), het percentage van de rivierafvoer dat door de turbine gaat, het beheer van de WKC (met name tijdens de periode van piekmigratie en tijdens de nacht), de effectiviteit van het grofvuilrooster en/of visgeleidingssysteem, het type turbine, de stroomsnelheid en de karakteristieken van de turbine (ICES/EIFAC, 2003).

Schade kan zich volgens Holzner (1999) uiten in huid- of vinbeschadigingen (24%), uitpuilende ogen als gevolg van drukverschillen (< 1%), interne bloedingen (12%), gescheurde zwemblazen en inwendige blazen (< 1%), gebroken ruggegraten (12%) of doorsnijdingen en onthoofdingen (10%).

In de WKC's in de Maas zijn Kaplan-turbines geïnstalleerd, die relatief visvriendelijk zijn. Bij zulke turbines moet gerekend worden op 15-30% mortaliteit (Larinier & Travade, 1999). De schieraal is vanwege zijn lengte ook bij uitstek kwetsbaar voor WKC's, grotere aal is ook kwetsbaarder dan kleinere aal. Aal van 60 cm (dit zijn allemaal vrouwelijke dieren) vertoonde bijvoorbeeld bij De Haandrik, in de Overijsselse Vecht, 40% sterfte, tegen aal van 35 cm 20% (Hadderingh, 1989).

Naast de schade in de turbines, kan de aal ook schade oplopen bij de grofvuilroosters en/of in de visgeleidingssystemen, vooral indien deze verkeerd zijn ontworpen. Deze schade kan oplopen tot 69%. Vogels, roofvissen en zoogdieren kunnen een additionele sterfte tot 33% veroorzaken benedenstrooms van de WKC's omdat de gedesoriënteerde vissen die door de turbines gegaan zijn een gemakkelijke prooi zijn (ICES/EIFAC, 2003).

Om aal, en vissen te beschermen tegen schade in de turbine, zijn visgeleidingssystemen en vis-omleidingen (bypasses) nodig. Er bestaan twee typen systemen om vissen af te leiden: mechanische systemen (zoals roosters) en op het gedrag van de vissen gebaseerde systemen (zoals licht- en geluidssystemen) die verschillen in hun effectiviteit, betrouwbaarheid en kosten. Er zijn ook hybride systemen mogelijk. En tenslotte zijn er ook technische ontwikkelingen in het ontwerp van visvriendelijke turbines.

Voor de situaties bij de WKC's bij Linne en Maurik zijn deze voorzieningen op hun toepasbaarheid beoordeeld (KEMA, nog niet gepubliceerd).

Recent is in Nederland ook een idee gelanceerd over een hybride systeem met mechanische en gedragsgebaseerde visgeleiding in combinatie met

een hevelsysteem als bypass (Manshanden/Witteveen+Bos). Hier is nog geen ervaring mee opgedaan.

Er wordt hier verder verwezen naar een zeer recent verschenen handboek waarin op de problematiek van schade aan vissen bij waterkrachtcentrales wordt ingegaan (ATV-DVWK, 2004). Dat handboek gaat in op de biologische karakteristieken van vissen (trekgedrag, gedrag bij barrières, gedrag van vissoorten en –stadia, dag- en seizoensritmiek). De technische kant van de verschillende typen stuwen en waterkrachtcentrales wordt uitgebreid beschreven. Beschadigingen van vissen worden besproken. Het grootste deel van het rapport gaat echter over allerlei hulpmiddelen om vissen bij de stroomafwaartse migratie te helpen, zoals mechanische visgeleidingssystemen en systemen die op het gedrag van vissen zijn gebaseerd. Er is aandacht voor de technische stand van zaken van alternatieve, visvriendelijke turbines. Ook de evaluatie van de werkzaamheid van visgeleidingssystemen (en de methodieken) en de kosten komen aan de orde.

Het rapport geeft bij de verschillende typen hulpmiddelen steeds de werkzaamheid ervan weer, naar de huidige stand van kennis. Een overzicht ontbreekt echter en keuzes worden niet voorgesteld, waardoor het de lezer niet gemakkelijk wordt gemaakt om zelf een visgeleidingssysteem te kiezen.

6.6 Aalgerichte maatregelen en ervaringen in Nederland

Er is in 2004 een enquête gehouden onder de waterschappen, de RWS directies en de provincies over de bestaande oplossingen voor vismigratieknelpunten en het beheer en het beleid ten aanzien daarvan (Van Emmerik, 2004). Omdat bij het oplossen van vismigratieknelpunten ook impliciet de aal meegenomen wordt, is deze studie in zijn volle breedte van belang voor de aal. Overigens is ook bij sommige vragen in de enquête expliciete aandacht gevraagd voor de aal.

Er bestaan nog duizenden vismigratieknelpunten in Nederland, vooral in de zoete stilstaande wateren en in de regionale wateren. Veel waterbeheerders zijn begonnen met het oplossen ervan, bijvoorbeeld door de aanleg van vispassages. Een groot deel is nog bezig met het verkrijgen van overzicht en het inventariseren en prioriteren van knelpunten. Een aangepast beheer wordt nog weinig toegepast en over de effectiviteit ervan bestaat onduidelijkheid.

De aal krijgt in het beheer in de praktijk de meeste aandacht (prioriteit in het beleid).

Relatief het meest worden in het noorden en oosten van het land en in hoog Nederland de vismigratieknelpunten aangepakt, in het midden en laag Nederland het minst. Daarbij richt men zich meer op de stroomopwaartse migratievoorzieningen en in mindere mate op stroomafwaartse migratie en migratie van en naar zijwateren.

Aangepast beheer van de knelpunten doet men het meest bij Rijkswaterstaat; bij de provincies en provinciale landschappen in het geheel niet (de respons bij deze laatsten was overigens laag). Bij

aangepast beheer gaat het in de praktijk in hoofdzaak om het aan de migratiebehoefte van de vissen aanpassen van het spuuregiem of sluisbeheer en om het creëren van een lokstroom.

7

Kennisleemtes en gewenst onderzoek

De huidige informatieverzameling in Nederland richt zich op het monitoren van de jaarlijkse intrek van glasaal langs de Nederlandse kust en op de kwantificering van de aalstand en de aalvangst en –visserij op het IJsselmeer en op de grote rivieren. Dit wordt door het RIVO uitgevoerd. De wijze waarop de aalstand wordt gemonitord, maakt het slechts mogelijk om trends in de glasaal en rode aal te onderscheiden, niet de bestandsomvang en –dichtheid. Het monitoringsprogramma richt zich niet op de schieraal. Daarom is het ook niet mogelijk om het belang van het ene watersysteem te vergelijken met dat van een nader watersysteem, bijvoorbeeld het IJsselmeer ten opzichte van de grote rivieren, waar het om de aal in zijn algemeenheid gaat en met name ook niet waar het om de schieraal gaat. Er ontbreekt in de Nederlandse aanpak een expliciete doelstelling voor de kwantificering van de schieraalpopulatie in Nederland en van die welke Nederland doortrekt. En die is noodzakelijk om de duurzaamheid van de visserij te kunnen evalueren.

Wel is er een recent initiatief vanuit de visserijsector en de OVB om, samen met Rijnsoeverstaten, te komen tot een schatting van de schieraalpopulatie van het gehele Rijnstroomgebied, inclusief het IJsselmeer. De bestaande monitoring van het RIVO kan daaraan geijkt worden. Wanneer eenzelfde aanpak op meerdere plaatsen in Europa wordt gekozen, dan kan het in de toekomst mogelijk worden om het belang van bijvoorbeeld de gehele Rijn voor de aal af te spiegelen tegenover het belang van de Loire, of de gehele Oostzee. En dan wordt het mogelijk om op Europese schaal prioriteiten te stellen gebaseerd op wetenschappelijke gegevens over de schieraal.

Er zal op Europees niveau gekozen moeten worden wat er precies gemonitord moet worden. Als het doel is om bijvoorbeeld 40% ontsnapping van schieraal te bereiken, afgemeten ten opzichte van de onverstoorde situatie, dan lijkt het logisch om de schieraal populaties te monitoren. Dat is allicht logistiek en kostentechnisch aantrekkelijker, omdat de monitoringsinspanning zich dan kan concentreren op de uitgangen naar de zee en niet verdeeld hoeft te worden over alle wateren waar de aal potentieel kan voorkomen.

Daarnaast is uiteraard nodig om de visserij inspanning, zowel van de beroepsvisserij als de sportvisserij, te monitoren, evenals de schade die voortkomt uit het in bedrijf zijn van waterkrachtcentrales en gemalen.

Er ontbreekt overigens ook een Europees overeengekomen praktisch meetbare norm voor de minimaal benodigde ontsnapping die in Nederland ook toepasbaar is.

Daarnaast is er een groot gebrek aan gegevens over de kwaliteit van de ontsnappende schieraal. De kwaliteit van de schieraal is voor de paai-populatie even belangrijk als de kwantiteit. Als er een groot aantal schieraalen de paaiplaatsen kan bereiken maar vervolgens geen of nauwelijks levensvatbare nakomelingen krijgt, heeft dit grote aantal ook weinig

betekenis. De kwaliteit van de schieraal kan onder andere uitgedrukt worden in de belasting met PCB-achtige stoffen. Maar ook de belasting met parasieten (de zwemblaasparasiet) en virussen kan relevant zijn. Daar zou niet alleen op Europese schaal zicht op moeten komen, maar liefst ook op stroomgebiedniveau. Zodat, net als ten aanzien van de hoeveeleden, er bijvoorbeeld de afwegingen gemaakt kan worden hoe belangrijk de gehele Rijnpopulatie in kwalitatief opzicht is ten opzichte van de Loire, de Eems of de Oostzee. Of hoe belangrijk de IJsselmeerpopulatie is ten opzichte van de populatie uit het Duitse deel van de Rijn. Waar het om de PCB-belasting gaat, zou misschien op Europese schaal snel een eerste indruk verkregen kunnen worden uit bestaande gegevens van voedsel- en warenonderzoek. Voor het overige lijkt het opzetten van een adequaat monitoringsprogramma gewenst.

Daarnaast lijkt onderzoek naar de feitelijke werkzaamheid van aal-migratievoorzieningen gewenst. Veel van het onderzoek bij vispassages, als dit al verricht wordt, richt zich niet expliciet op de evaluatie van de werking van de vispassage voor de aal. Ook Haro *et al.* (2000) pleiten voor meer onderzoek en monitoring en maatregelen die de aalmigratiemogelijkheden en de toegankelijkheid tot historisch habitat verbeteren.

En tenslotte lijkt het gewenst om de kwaliteit en de kwantiteit van het habitat van de aal op een uniforme manier te waarderen. Dat kan bijvoorbeeld met behulp van een Habitat Geschiktheids Index model of met een Individual Based model. Het ene model is eenvoudig en gemakkelijk toepasbaar voor beheerders, het andere een meer ingewikkeld stuk specialistisch gereedschap. Wanneer zulke instrumenten beschikbaar zijn, dan is het veel beter mogelijk om inrichting-maatregelen van wateren en saneringsmaatregelen van waterbodems te prioriteren ten behoeve van de aal.

Verwerkte literatuur

- Acou A., Feunteun E., Laffaille P. & Legault A., 2000. Catadromous migration dynamics of European eel (*Anguilla anguilla*, L.) in a dammed catchment. Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie Vol. 27, no. 5, pp. 3117-3120.
- Alabaster, J.S. & R. Lloyd, 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish - Second Edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworth Scientific.
- Albering, H.J., 1991. Indikatief onderzoek naar chemische belasting van aal in twee beken in streekgewest westelijk Noord-Brabant & Inschatting van het gezondheidsrisico bij consumptie van deze aal. Rapport Gezondheidsdienst Streekgewest westelijk Noord-Brabant - Rijksuniversiteit Limburg.
- ATV-DVWK, 1996. Fischauftstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter zur Wasserwirtschaft H. 232, 110 p.
- ATV-DVWK, 2004. Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. ATV-DVWK Themen, ATV-DVWK-Arbeitsgruppe WW-8.1, 256 p.
- Banning, P. van and O.L.M. Haenen, 1990. Effects of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in wild and farmed eel *Anguilla anguilla*. In : Pathology in Marine Science. Ed. F.O. Perkins & T.C. Cheng. Academic Press inc., New York. Proc. 3rd Int. Coll. on Pathol. in Marine Aquaculture, Gloucester Point, Virginia, Oct. 2-6 1988 : 317-330.
- Barak, N.A.-E. & C.F. Mason, 1992. Population density, growth and diet of eels, *Anguilla anguilla* L., in two rivers in eastern England. Aquaculture and Fisheries Management 23: 59-70.
- Baras E., Jeandrain J., Serouge B. & Philippart J.C., 1998. Seasonal variations in time and space utilization by radio-tagged yellow eels *Anguilla anguilla* (L.) in a small stream. Hydrobiologia Vol. 371-372, no. 1-3, pp. 187-198.
- Barbin G.P., Krueger W.H., 1993. Behaviour and swimming performance of elvers of the American eel, *Anguilla rostrata*, in an experimental flume. J. Fish Biol. 45: 111-121.
- Beleidsinformatie, 1991. Cadmiumgehalte in de Maas. Beleidsinformatie 3 (21): 5.
- Berg, R., 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. Vie et Milieu 36 (4): 307-310.
- Bergmann, A., 1978. Aale gehen an Land. Eine Studie zur Biologie des Aals. Verlag Fritz Ifland, Stuttgart.
- Bertin, L., 1956. Eels, a biological study. Cleaver-Hume Press Ltd., London.
- Biagianti, S., S. Gony & R. Lecomte, 1986. Experimental effects of cadmium on glass-eels (*Anguilla anguilla*). Vie et Milieu 36 (4): 317.
- Bockemuhl J, Pan-Urai R, Burkhardt F., 1971. *Edwardsiella tarda* associated with human disease. Pathol Microbiol (Basel). 37(5):393-401.

- Boëtius J., 1980. Atlantic *Anguilla*. A presentation of old and new data of total numbers of vertebrae with special reference to the occurrence of *Anguilla rostrata* in Europe. Dana, vol. 1, p. 93-112.
- Boëtius I. & Boëtius J., 1989. Ascending elvers, *Anguilla anguilla*, from five European localities. Analysis of pigmentation stages, condition, chemical composition and energy reserves. Dana 7: 1-12.
- Borgsteede, F.H.M., O.L.M. Haenen, J. De Bree and O.I. Lisitsina, 1999. Parasitic infections of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the Netherlands. Helminthologia 36,4: 251-260.
- Boutkan A., 2002. Sportvisakte 2002. De visparticipatie blijft nagenoeg gelijk, het aantal zwartvisserij stijgt echter. TNS NIPO rapport B-2730, 53 p. + Bijlagen.
- Briand C., Fatin D. & Legault A., 2002. Role of eel odour on the efficiency of an eel *Anguilla anguilla*, ladder and trap. Environ. Biol. Fish. 65 (4): 473-477.
- Bruis M.C.M., Polman H.G.J., Van Aerssen G.H.F.M., Hadderingh R.H., Winter H.V., Deerenberg C., Jansen H.M., Schwevers U., Adam B., Dumont U. & Kessels N., 2003. Management of silver eel : human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. KEMA report 50180283-KPS/MEC 03-6183: 105 p.
- Bruslé J., 1990. Effects of heavy metals on eels, *Anguilla* sp. Aquatic Living Resources Vol., p. 131-141.
- Carss D.N., Elston D.A., Nelson K.C. & Kruuk H., 1999. Spatial and temporal trends in unexploited yellow eel stocks in two shallow lakes and associated streams. J. Fish Biol. 55(3): 636-654.
- Castonguay M., Hodson P.V., Couillard C.M., Eckersley M.J., Dutil J.-D. & Verreault G., 1994. Why is recruitment of the American Eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51(2): 479-488.
- Cazemier, W.G., 1982. The growth of bream (*Abramis brama* L.) in relation to habitat and population density. Hydrobiological Bulletin 16 (2-3): 269-277.
- Chepurinov A.V., Ovchinnikov V.V. & Mikhaylenko N.A., 1971. The generation of electrical discharges by young eels (*Anguilla anguilla* (L.)). J. Ichthyol. 11(1): 137-139.
- Cruz-Neto A.P. & Steffensen J.F., 1997. The effects of acute hypoxia and hypercapnia on oxygen consumption of the freshwater European eel. Journal of Fish Biology Vol. 50, no. 4, pp. 759-769
- Daemen, E, T. Cross, F. Ollevier & F.A.M. Volckaert, 2001. Analysis of the genetic structure of European eel (*Anguilla anguilla*) using microsatellite DNA and mtDNA markers. Marine biology [Mar. Biol.]. Vol. 139, no. 4, pp. 755-764.
- Davidse, A., O.L.M. Haenen, S.G. Dijkstra, A.P. van Nieuwstadt, T.J.K. van der Vorst, F. Wagenaar and G.J. Wellenberg, 1999. First isolation of herpesvirus of eel (Herpesvirus anguillae) in diseased European eel (*Anguilla anguilla* L.) in Europe. Bull. Eur.Ass.Fish Pathol. 19, 4: 137-141.
- Deelder, C.L., 1984. Synopsis of biological data on the eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries Synopsis No. 80, Revision 1.
- Deerenberg C., 2004. Bijbvangsten in fuiken in het IJsselmeergebied en de grote rivieren – wat eraan te doen? RIVm Rapport C064/04, 20 p.

- Dekker W., 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana* 12: 25-40.
- Dekker W., 2004. Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. Thesis Universiteit van Amsterdam, 186 p.
- Dekker W., B. van Os & J. van Willigen, 1998. Minimal and maximal size of eel. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 349: 195-197.
- Dekker W. & Van Willigen J., 2002. De glasaal heet het tij niet meer mee! RIVO rapport C055/00, 34 p.
- De Nie, H.W., 1982. A note on the significance of larger bivalve molluscs (*Anodonta* spp. and *Dreissena* sp.) in the food of the eel (*Anguilla anguilla*) in Tjeukemeer. *Hydrobiologia* 95: 307-310.
- De Nie, H., 1988a. Hoe handhaaft zich de paling? *Biovisie* 68 (15): 194-195.
- De Nie, Henrik W., 1988b. Food, feeding and growth of the eel (*Anguilla anguilla* L.) in a Dutch eutrophic lake. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen, 129 p.
- Dönni, W., Maier, K.-J. & Vicenti, H. 2001 Bestandsentwicklung des Aals (*Anguilla anguilla*) im Hochrhein. Mitt. zur Fischerei, BUWAL, Bern, 27, 99 pp
- Durif, C., 2004. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* : Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. Thèse de l'Université Toulouse III. Cemagref. 347 p.
- Elie, P. & J. Daguzan, 1976. Alimentation et croissance des civelles d'*Anguilla anguilla* L. (poisson Téléostéen Anguilliforme) élevées expérimentalement, à diverses températures, au laboratoire. Extrait des Annales de la Nutrition et de l'Alimentation 30 (1): 95-114.
- Farrell A.P. & Lutz P.L., 1975. Apparent anion imbalance in the fresh water adapted eel. *J. Comp. Physiol.* 102(2): 159-166.
- Feunteun E., 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecological engineering* 18: 575-591.
- Feunteun E., Laffaille P., Robinet T., Briand C., Baisez A., Olivier J-M. & Acou A., 2001. A review of upstream migration and movements in inland waters by Anguillid eels : towards a general theory. In: Aida K & Tsukamoto K (eds.), *Advances in eel biology. Proceedings international symposium University Tokyo, Japan, 28-30 september 2001*: 191-213.
- Fischer P. & Eckmann R., 1997. Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Arch. Hydrobiol.* 140(1): 91-116.
- Germompere F., Denayer C., Belpaire C. & Ollevier F., 1994. Inventarisatie van pompgemalen in het Vlaamse gewest en preliminair onderzoek naar de schade van diverse pomptypes op vissen na gedwongen blootstelling. Inst. Voor Bosbouw en Wildbeheer & Kath. Univ. Leuven: 63 p.
- Golani, D., D. Shefler & A. Gelman, 1988. Aspects of growth and feeding habits of the adult European eel (*Anguilla anguilla*) in Lake Kinneret (Lake Tiberias), Israel. *Aquaculture* 74: 349-354.
- Groot, A.T. de & L.M. van Haasteren, 1977. De optrek van jonge aal door de zogenaamde aalpijp. *Visserij, voorlichtingsblad voor de Nederlandse visserij* 30 (7): 419-437.

- Hadderingh R.H., Bruijs M.C.M., De Winter H.V., Deerenberg C., Schwevers U., Adam B., Dumont U. & Kessels N. 2003. Management of silver eel: human impact on downstream migrating eel in the river Meuse: Final report. KEMA, 106 p.
- Hadderingh, R.H., J.W. van der Stoep & J.M.P.M. Habraken, 1991. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. EIFAC International Working Party on Eel. Dublin, May 1991.
- Haenen, O.L.M., 1995. *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) infections of European eel (*Anguilla anguilla*) in the Netherlands: epidemiology, pathogenesis and pathobiology. Thesis with hypotheses, LU Wageningen, 127 p.
- Haenen, O.L.M. and A. Davidse, 2001. First isolation and pathogenicity studies with *Pseudomonas anguilliseptica* from diseased European eel *Anguilla anguilla* (L.) in The Netherlands. *Aquaculture* 196: 27-36.
- Haenen O., 2000. Herpesvirus (HVA) van paling. *Aquacultuur* 2000(1): 22-24.
- Haro A., W. Richkus, K. Whalen, A. Hoar, W.-D. Busch, S. Lary, T. Brush & D. Dixon, 2000. Population decline of the American Eel: implications for research and management. *Fisheries* 25(9): 7-16.
- Holzner, M. 1999 Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich. Schriften-reihe Bayr. Landesfischereiverb. 1: 224 pp.
- ICES/EIFAC, 2003. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels, 2-6 september 2002, Nantes, France. ICES CM 2003/ACFM:06
- ICES/EIFAC, 2004. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels, 7-11 October 2003, Sukarrieta, Spain. ICES CM 2004/ACFM:09
- ICES/EIFAC, 2005. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels, Galway, Ireland, 22-26 November 2004, ICES CM 2005/I:01, Ref. G, ACFM.
- International Eel Symposium, 2003. Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action. Québec Declaration of Concern. *Fisheries* 28(12): 28-29.
- Kamstra A., Span J.A. & Van Weerd J.H. 1996 The acute toxicity and sublethal effects of nitrite on growth and feed utilization of European eel, *Anguilla anguilla* (L.). *Aquaculture Research*, vol. 27, no. 12, pp. 903-911
- Keune, J.A., 1965. Der Aal. Eine kleine Monographie über einen weltberühmten Wanderfisch. Hans A. Keune Verlag, Hamburg.
- Kime D.E., 1995. The effects of pollution on the reproduction in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5: 52-96.
- Klein Breteler J.G.P., 1992. Effect of provenance and density on growth and survival of glass eels *Anguilla anguilla* (L.) in mesocosm experiments. *Irish Fisheries Investigations Series A (Freshwater)*, No. 36: 15-22.
- Klein Breteler J.G.P., Dekker W. & Lammens E.H.R.R., 1990. Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75(2): 189-205.
- Klein Breteler J.G.P., 1996. Application of a Habitat Suitability Index Model for eel *A. anguilla* in a Habitat Evaluation Procedure for The Netherlands in the 19th and 20th century.
- Klein Breteler J.G.P. & De Laak G.A.J., 2003. Lengte – Gewicht relaties van Nederlandse vissoorten. Deelrapport I, versie 2. Organisatie ter

- Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB rapportnummer OND00074, 13 p.
- Knights B., 1991. Contamination of eels by organochlorine and heavy metal residues. EIFAC Working Party On Eel, Dublin May 1991.
- Knights B., Bark A., Ball M., Williams F., Winter E. & Dunn S., 2001. Eel and elver stocks in England and Wales – Status and management options. University of Westminster & Kings College London, R&D Technical Report W248, Environment Agency, 294 p.
- Knights B., 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment* [Sci. Total Environ.]. Vol. 310, no. 1-3, pp. 237-244.
- Lammens E.H.R.R., De Nie H.W., Vijverberg J., & Van Densen W.L.T., 1985. Resource partitioning and niche shifts of Bream (*Abramis brama*), and eel (*Anguilla anguilla*) mediated by predation of smelt (*Osmerus eperlanus*) on *Daphnia hyalina*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1342-1351.
- Lammens E.H.R.R. & Visser J.T., 1989. Variability of mouth width in European eel, *Anguilla anguilla*, in relation to varying feeding conditions in three Dutch lakes. *Environmental Biology of Fishes* 26: 63-75
- Larinier M. & F. Travade, 1999. La dévalaison des migrateurs: problèmes et dispositifs. *Bull. Fr. Piscic.* 353/354: 181-210.
- Lehmann, D; Hettwer, H & H. Taraschewski, 2000. RAPD-PCR investigations of systematic relationships among four species of eels (Teleostei: Anguillidae), particularly *Anguilla anguilla* and *A. rostrata*. *Mar. Biol.* Vol. 137, no. 2, pp. 195-204.
- Leijten I., 2004. Als palingen in een emmer. Een verkenning naar maatregelen ten behoeve van herstel van de aalpopulatie in Nederland. Verslag afstudeervak Visserij (E450-703) Wageningen Universiteit.
- Lelek, A., 1980. Threatened freshwater fishes of Europe. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources, Council of Europe. Nature and Environment Series No. 18. Strasbourg.
- Leuven, R.S.E.W. & F.G.F. Oyen, 1987. Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective. *Journal of Fish Biology* 31: 753-774.
- Limburg K.E., H. Wickström, H. Svedäng, M. Elfman & P. Kristiansson, 2003. Do stocked freshwater eels migrate? Evidence from the Baltic suggests "Yes". In: Dixon D.A. (Ed.), 2003. Biology, management, and protection of catadromous eels. American Fisheries Society Symposium 33: 275-284.
- LNV, 2003a. Brief 28600 XIV nr. 135 aan Tweede kamer, 25 april 2003, van LNV mede namens EZ en V&W.
- LNV, 2003b. Groene stroom en visbescherming. Document over visgeleiding bij waterkrachtcentrales in Nederland in het riviersysteem van Rijn en Maas. Rapportage aan Tweede Kamer, behorend bij LNV (2003a).
- Maes G., 2005. Evolutionary consequences of a catadromous life-strategy on the genetic structure of European eel (*Anguilla anguilla* L.). Thesis Katholieke Universiteit Leuven, 223 p.

- Marteijn, E., & S. Dirksen, 1991. Aalscholver doet zijn naam geen eer aan: het voedsel van aalscholvers in de Nederlandse binnenwateren. Visserijnieuws 11 (17).
- Mccleave J.D. & Arnold G.P., 1999. Movements of yellow- and silver-phase European eels (*Anguilla anguilla* L.) tracked in the western North Sea. ICES J.Mar.Sci. 56(4): 510-536.
- Meyer-Waarden, P.F., 1965. Die wundersame Lebensgeschichte des Aales. In: Keune, J.A. (ed.) Der Aal. Eine kleine Monographie über einen weltberühmten Wanderfisch. Hans A. Keune Verlag, Hamburg.
- Monden S & M. Kroes, 2005. Vismigratie. Een handboek voor Vlaanderen en Nederland. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap AMINAL.
- Moriarty, C., 1978. Eels. A Natural and Unnatural History. David & Charles. Newton Abbot, London, Vancouver.
- Moriarty, C., 1986. Riverine migration of young eels *Anguilla anguilla* (L.). Vie et Milieu 36 (4): 266.
- Moriarty, C., 1988. The eel in Ireland. Royal Dublin Society, Occasional papers in Irish science and technology nr. 4: Went Memorial Lecture 1987.
- Müller, H., 1975. Die Aale. Lebenszyklus und wirtschaftliche Bedeutung der Wanderfische zwischen Meer und Süßwasser. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Opuszynski, K. & L. Leszczynski, 1967. The food of young eels (*Anguilla anguilla* L.) from several lakes and a river in northern Poland. Ekologia Polska - Seria A (19): 409-424.
- Parsons J., K.U. Vickers & Y warden, 1977. Relationship between elver recruitment and changes in the sex ratio of silver eels *Anguilla anguilla* L. migrating from Lough Neagh, Northern Ireland. J. Fish Biol. 10: 211-229.
- Pesaro M., Balsamo M., Gandolfi G. & Tongiorni P., 1981. Discrimination among different kinds of water in juvenile eels, *Anguilla anguilla* (L.). Monit. Zool. Ital. 15(3): 183-191.
- Radke R. & Schulze T., 2004. Spitz- oder Breitenkopf – ist das hier die Frage? Fischer und Teichwirt 2004(6): 705-706.
- Riemersma P., J. Quak, 1991. Vismigratie en de aanleg van visoptrekvoorzieningen. Deelrapport 2 van de Literatuurstudie Vispassages. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB-Onderzoeksrapport Sa/OVB 1991-1, mei 1991, 103 p.
- Reimer L.W., 1999. Krankheiten, Parasiten und Schädigungen. In: Tesch, F.-W. (Ed.), 1999. Der Aal. 3., neubearbeitete Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin.
- Robinet T. & E. Feunteun, 2002. Sublethal effects of exposure to chemical compounds: a cause for the decline of Atlantic eels? Ecotoxicology 11: 265-277.
- Ross, a.j., Martin, J.E. and Bressler, V., 1968. *Vibrio anguillarum* from an epizootic in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Bull. O.I.E. 69:1139-1148.
- Sadler, K., 1979. Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, *Anguilla anguilla* L. Journal of Fish Biology 15: 499-507.
- Sadler K., 1981. The toxicity of ammonia to the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Aquaculture, vol. 26, no. 1-2, pp. 173-181.

- Sand O., Enger P.S., Karlsen H.E., Knudsen F. & Kvernstuen T., 2000. Avoidance responses to infrasound in downstream migrating silver eels, *Anguilla anguilla*. Environ. Biol. Fishes 57(3): 327-336.
- Schouten W.J., 1992. Habitat Geschiktheid Index model: de aal (*Anguilla anguilla* L.). OVB Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij Nieuwegein (Nederland), 24 p.
- Schulze T., U. Kahl, R.J. Radke & J. Benndorf, 2004. Consumption, abundance and habitat use of *Anguilla anguilla* in a mesotrophic reservoir. J. Fish Biol. 65: 1543-1562.
- Sébert P., Simon B. & Barthélémy L., 2003. Hydrostatic pressure induces a state resembling histotoxic hypoxia in *Anguilla anguilla*. Comparative Biochemistry and Physiology, A, vol. 105A, no. 2, pp. 255-258
- Sinha, V.R.P. & J.W. Jones, 1975. The European Freshwater Eel. Liverpool University Press.
- Sola C., 1995. Chemoattraction of upstream migrating glass eels *Anguilla anguilla* to earthy and green odorants. Environ. Biol. Fishes 43(2): 179-185.
- Solomon D.J. & M.H. Beach, 2004a. Fish pass design for eel and elver (*Anguilla anguilla*). Environment Agency R&D Technical report W2-070/TR1.
- Solomon D.J. & M.H. Beach, 2004b. Manual for provision of upstream migration facilities for eel and elver. Environment Agency Science Report SC020075/SR2.
- Sörensen I., 1951. An investigation of some factors affecting the upstream migration of the eel. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 32: 126-132.
- Staas S., Borcharding J. & Scharbert A., 2004. Entwicklung eines Schutzconzeptes für Blankaale in NRW. Pilotstudie zum Einsatz der Schokkerfischerei für ein wissenschaftliches Monitoringprogramm. Abschlussbericht. Untersuchung im Auftrag des Landesfischereiverbandes Nordrhein e.V., Limnoplan – Fisch- und Gewässerökologie, Nörvenich, & Universität zu Köln, Zoologisches Institut, 43 p.
- Stoop, E., 1988. Alen en aardbeien. Hét Visblad Extra 5 (10): 31.
- Tesch F.-W., 1974. Speed and direction of silver and yellow eels, *Anguilla anguilla*, released and tracked in the open North Sea. Ber. Dtsch. Wiss. Komm. Meeresforsch. 23(2): 181-197.
- Tesch, F.-W., 1991. Anguillidae. In: Hoestlandt, H. (ed.). The Freshwater Fishes of Europe. Volume 2 - Clupeidae, Anguillidae. AULA Verlag, Wiesbaden.
- Tesch, F.-W., 1999. Der Aal. 3., neubearbeitete Auflage. Verlag Paul Parey, Berlin.
- Tien N., & Dekker W., 2004. Trends in eel habitat abundance in The Netherlands during the 20th century. Paper presented at ICES Diadromous Fish Committee (Theme session S, paper 12), 2004.
- Tosi L. & C. Sola, 1993. Role of geosmin, a typical inland water odour, in guiding glass eel *Anguilla anguilla* (L.) migration. Ethology 95(3): 177-185.
- Valk, F. van der, H. Pieters & R.C.C. Wegman, 1989. Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine-mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. Publikaties en rapporten van het

- projekt 'Ecologisch Herstel Rijn'. Publikatie no. 7. DBW/RIZA, RIVM, RIVO.
- Van Eerden M.R., W. Dubbeldam & J. Muller, 1999. Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport 99.060, 42 p.
- Van Emmerik W.A.M., 2004. Inventarisatie beheersmaatregelen vismigratie. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB Onderzoeksrapport OND00232, 70 p.
- Van Ginneken V.J.T. & Van den Thillart G.E.E.J.M., 2000. Eel fat stores are enough to reach the Sargasso. Nature [Nature]. 403(6766): 156-157. 13 Jan 2000.
- Van Ginneken V.J.T., Balm P., Sommandas V., Onderwater M. & G. van den Thillart, 2002. Acute stress syndrome of the yellow European eel (*Anguilla anguilla* Linnaeus) when exposed to a graded swimming load. Netherlands Journal of Zoology 52 (1): 29-42
- Van Ginneken V., G. van den Thillart & O. Haenen, 2004. Bedreigen virussen de paling populatie? Aquacultuur 2004(5): 26-29.
- Van den Thillart G., Van Ginneken V., Körner F., Heijmans R., Van der Linden R. & Gluvers A., 2004. Endurance swimming of European Eel.. J. Fish Biol. 65: 312-318.
- Vøllestad, L.A. & B. Jonsson, 1986. Life-history characteristics of the European eel *Anguilla anguilla* in the Imsa River, Norway. Transactions of the American Fisheries Society 115: 864-871.
- Vøllestad L.A., Lecomte-Finiger R. & Steinmetz B., 1988. Age determination of *Anguilla anguilla* (L.) and related species. EIFAC occasional Paper 21: 1-28.
- Westin L., 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. Fish. Res. 38(3): 257-270.
- Westin L. & Nyman L., 1979. Activity, orientation and migration of Baltic eel (*Anguilla anguilla* L.). In: Eel research and management, jul 1979, p. 115-123, Rapp. P.-V. Reun. CIEM no. 174.
- Williams, G.C. & R.K. Koehn, 1984. Population genetics of North Atlantic catadromous eels. In: B.J. Turner (Ed.), Evolutionary genetics of fishes, p. 529-560.
- Wirth, T. & L. Bernatchez, 2001. Genetic evidence against panmixia in the European eel. Nature. Vol. 409, no. 6823, pp. 1037-1040. 22 Feb 2001.
- Wirth, T. & L. Bernatchez, 2003. Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy? Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences, Vol. 270, no. 1516, pp. 681-688. 7 Apr 2003.
- World Commission on Dams, 2000. Dams and development. A new framework for decision-making. The report of the World Commission on dams. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 404 p.

In deze reeks verschenen:

01. Kennisdocument grote modderkruiper, *Misgurnus fossilis* L.
02. Kennisdocument Atlantische steur, *Acipenser sturio* L.
03. Kennisdocument gestippelde alver, *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782)
04. Kennisdocument sneep, *Chondrostoma nasus* L.
05. Kennisdocument pos, *Gymnocephalus cernuus* L.
06. Kennisdocument Atlantische zalm, *Salmo salar* L.
09. Kennisdocument rivierdonderpad, *Cottus gobio* Linnaeus, 1758
10. Kennisdocument riviergrondel, *Gobio gobio* L.
- 11. Kennisdocument Europese aal of paling, *Anguilla anguilla* L.**
12. Kennisdocument schol, *Pleuronectes platessa* L.
15. Kennisdocument bittervoorn, *Rhodeus amarus* (Pallas, 1776)
17. Kennisdocument diklippharder, *Chelon labrosus* (Risso, 1827)
18. Kennisdocument haring, *Clupea harengus harengus* L.
19. Kennisdocument kolblei, *Abramis (of Blicca) bjoerkna* L.
20. Kennisdocument winde, *Leuciscus idus* L.



Sportvisserij Nederland
Postbus 162
3720 Ad Bilthoven