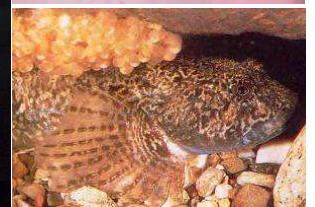


Kennisdocument rivierdonderpad

Cottus gobio (Linnaeus, 1758)



Voorblad:

Beelden rechts voor boven naar beneden:

2^e van boven - bron www.wikipedia.org

3^e van boven: bron Lelek (1992)

4^e van boven: bron www.bocu.ac.at

5^e van boven: bron Bohl & Fehrlin (1994)

Overig: Sportvisserij Nederland

Kennisdocument rivierdonderpad ***Cottus gobio L.***

Kennisdocument 09

OVB / Sportvisserij Nederland

door

J.S. Peters

augustus 2005, nawoord september 2007



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

Statuspagina

Titel	Kennisdocument rivierdonderpad <i>Cottus gobio</i> (Linnaeus, 1758)
Samenstelling	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
Opdrachtgever	Sportvisserij Nederland
Auteur(s)	J.S. Peters
Emailadres	peters@sportvisserijnederland.nl
Redactie en nawoord	W.A.M. van Emmerik
Aantal pagina's	60
Trefwoorden	rivierdonderpad, biologie, habitat, ecologie
Projectnummer	Kennisdocument 09
Datum	augustus 2005, nawoord september 2007

Bibliografische referentie:

Peters, J.S., 2005. Kennisdocument rivierdonderpad *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 09. 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 een overzicht gegeven van de kennis van de rivierdonderpad *Cottus gobio*. Deze kennis betreft informatie over onder andere systematiek, geografische verspreiding, de leefwijze, het voedsel, de voortplanting, migratie en specifieke habitat- en milieueisen. Deze kennis kan bijdragen aan het streven naar behoud, beheer en herstel van deze internationaal bedreigde vissoort.

De rivierdonderpad komt voor in het grootste deel van Europa. Alleen in het uiterste noorden, westen en zuiden is de soort niet inheems. De rivierdonderpad laat zich gemakkelijk van andere soorten onderscheiden door zijn brede afgeplatte kop en de hoog in de kop staande ogen die afzonderlijk van elkaar kunnen bewegen. De lengte van een volwassen dier is 10-15 cm. Rivierdonderpadden kunnen bij gebrek aan een zwemblaas niet zwemmen, maar bewegen zich schoksgewijs vooruit met behulp van de borstvinnen. Ze zijn in de regel dan ook weinig mobiel en vertonen zelden een echte paaimigratie. Wanneer zij zich bedreigd voelen kunnen rivierdonderpadden geluiden voortbrengen in de vorm van een 'geknor'. De rivierdonderpad houdt zich overdag schuil, bij voorkeur onder grotere stenen, om pas bij het invallen van de duisternis te voorschijn te komen. Als gevolg van zijn bodemgebonden levenswijze is de rivierdonderpad een echte benthos-eter. Zijn menukeuze is in het algemeen opportunistisch maar, indien voorhanden, hebben waterpissebedden en *Gammarus pulex* de voorkeur. De schuilplaats onder de steen dient in de regel tevens als nestholte in de paaitijd. Één of meerdere vrouwtjes zetten een eiklompje af tegen de bovenzijde van de steen. De zorg voor de eieren is geheel in handen van het mannetje. Met zijn borstvinnen voorziet hij de eieren van voldoende vers en zuurstofrijk water.

De groeisnelheid en reproductieve strategie van de rivierdonderpad zijn afhankelijk van de voedselrijkdom van het water. In voedselarm water vertonen rivierdonderpadden een lage groeisnelheid, een langzame voortplantingscyclus en een lange levensduur. In voedselrijke wateren echter, heeft de rivierdonderpad een hogere groeisnelheid, een snellere voortplantingscyclus en een kortere levensduur. Overplaatsings-experimenten wijzen erop dat deze verschillen niet genetisch zijn bepaald. Er zijn diverse aanwijzingen in de literatuur te vinden dat de rivierdonderpad veel toleranter is ten aanzien van de waterkwaliteit dan tot op heden vaak is aangenomen.

De combinatie van zijn overlevingsstrategie in voedselarm water met de behoefte aan 'schone', zuurstofrijke nestgelegenheid én zijn geringe mobiliteit, maken dat de populaties van rivierdonderpadden in boven- en middenlopen van beeksystemen erg kwetsbaar zijn. In beken is de rivierdonderpad dan ook sterk achteruit is gegaan, terwijl de soort juist is toegenomen in de benedenstrooms gelegen grote rivieren en meren. Rivierdonderpadden kunnen zich hier vestigen en handhaven, mits hier voldoende steenbestorting aanwezig is langs oevers en/of rond brugpeilers, welke voldoende schoongespoeld worden door golfwerking of waterstroming.

Voor de herontwikkeling van verdwenen beekpopulaties is vooral het herstel van een natuurlijk en permanent stromingregime van belang.

Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	13
1.1	Aanleiding	13
1.2	Beleidsstatus	13
1.3	Afkadering	14
1.4	Werkwijze.....	14
2	Systematiek en uiterlijke kenmerken	15
2.1	Systematiek.....	15
2.2	Uiterlijke kenmerken.....	16
3	Ecologische kennis.....	19
3.1	Leefwijze	19
3.2	Geografische verspreiding.....	19
3.2.1	Europa	19
3.2.2	Nederland.....	20
3.3	Migratie 22	
3.4	Voortplanting	23
3.4.1	Paaigedrag en bevruchting.....	23
3.4.2	Paaigedrag.....	23
3.4.3	Partnerkeuze.....	24
3.4.4	Eieren en broedzorg	24
3.5	Ontogenese	26
3.6	Groei, lengte en gewicht.....	27
3.6.1	Lengte/leeftijd-verhouding.....	27
3.6.2	Lengte/gewicht-verhouding.....	28
3.7	Voedsel 28	
3.7.2	Eieren als voedsel	30
3.7.3	Het bemachtigen van voedsel.....	30
3.8	Populatiedynamica.....	31
3.8.2	Sex-ratio	32
3.8.3	Populatiegrootte	33
3.9	Parasieten / ziekten	33
3.10	Bijzonderheden van de soort.....	33
3.10.1	Territoriumgedrag/dreiggedrag.....	33
3.11	Plaats in het ecosysteem	34
3.11.1	Predatoren.....	34
3.11.2	Competitie.....	35
4	Habitat- en milieu-eisen	37
4.1	Watertemperatuur	37
4.2	Zuurstofgehalte.....	37
4.3	Zuurgraad	37
4.4	Doorzicht en licht	38
4.5	Saliniteit.....	38
4.6	Stroomsnelheid / debiet / getijverschil	39
4.7	Waterdiepte.....	40
4.8	Bodemsubstraat	40

4.9	Waterkwaliteit.....	42
5	Visserij.....	45
5.1	Visserijbelang	45
5.2	Vangsttechnieken	45
5.3	Merktechnieken t.b.v. onderzoek	46
6	Bedreigingen	47
6.1	Belangrijkste habitatkenmerken	47
6.1.1	Schuilgelegenheid en nestholtes	47
6.1.2	De voedselrijkdom van het water.....	48
6.2	De rivierdonderpad in Nederland	48
6.2.1	Grote wateren	48
6.2.2	Beken	49
	Nawoord	50
	Literatuur	51

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Dit rapport maakt deel uit van een reeks van kennisdocumenten over een aantal Nederlandse vissoorten. Deze kennisdocumenten hebben allereerst het doel een beeld te schetsen van de bestaande ecologische kennis van een vissoort. Daarnaast is het de bedoeling dat op basis hiervan Habitat Geschiktheids Index modellen worden opgesteld, of de bestaande modellen worden verbeterd.

De rivierdonderpad kwam in de eerste helft van de vorige eeuw in Nederland verspreid voorkwam in uiteenlopende watertypen. De soort is daarna sterk achteruitgegaan of zelfs verdwenen uit veel Nederlandse beken. In rivieren, plassen en meren namen de waarnemingen van rivierdonderpadden echter toe. Dit heeft geleid tot de veronderstelling dat er mogelijk sprake is van twee populaties, namelijk een kwetsbare populatie in beken en een minder kwetsbare populatie in meren en rivieren (De Nie,1996).

In het voorliggende document wordt een beeld geschetst van de ecologische kennis van de rivierdonderpad. Aan de hand hiervan wordt in hoofdstuk 6 nader ingegaan op de mogelijke oorzaken van de ontwikkelingen van de rivierdonderpad in Nederland in de 19^e eeuw, en de mogelijkheden voor herstel in beeksystemen.

1.2 Beleidsstatus

De rivierdonderpad is krachtens de Nederlandse Flora- en Fauna wet én de Europese Habitatrichtlijn een beschermde soort. De soort valt onder Bijlage II van de Habitatrichtlijn. Hierin zijn opgenomen de soorten van communautair belang, voor de instandhouding waarvan aanwijzing van speciale beschermingszones vereist is. De mate van bedreiging van de rivierdonderpad wordt echter per Europees land verschillend beoordeeld (zie tabel 1.1). Maitland (1995) heeft om deze reden voorgesteld de rivierdonderpad te schrappen uit de bijlage II van de habitatrichtlijn. Het voorkomen van de rivierdonderpad in Nederland lijkt uiteen te vallen in een kwetsbare populatie in beken en een minder kwetsbare populatie in rivieren en grote meren. Aangezien de rivierdonderpad om deze reden in Nederland wordt beschouwd als "*thans niet bedreigd*" is de rivierdonderpad niet opgenomen in de Rode Lijst Vissen in Nederland (De Nie & van Ommering,1998; Min. LNV, 2004).

Tabel 1.1 Status van de rivierdonderpad op rode lijsten van een aantal Europese landen

land	status in rode lijsten
Nederland, rode lijst ¹⁾	thans niet bedreigd: niet opgenomen in rode lijst
België (Vlaanderen) ²⁾	zeldzaam
Duitsland, (fed. rode lijst) ³⁾	stark gefährdet
Nordrhein- Westfalen ³⁾	geen bijzondere status
Denemarken ³⁾	uitgestorven (Siberische rivierdonderpad met uitsterven bedreigd)
Zwitserland ³⁾	potentiell gefährdet
Frankrijk ⁴⁾	geen bijzondere status
Spanje ⁵⁾	endangered
Slovenië ⁶⁾	vulnerable
Slovakia ⁷⁾	geen bijzondere status
Czech. Republic ⁸⁾	low risk

¹⁾ de Nie 1997, ²⁾ Vandelanootte *et al.* 1998, ³⁾ de Nie & van Ommering 1998, ⁴⁾ Keith & Allardi 1996, ⁵⁾ Elvira 1996, ⁶⁾ Povž 1996, ⁷⁾ Holčík 1996, ⁸⁾ Lusk 1996

1.3 Afkadering

In dit kennisdocument is wordt vooral ingegaan op de ecologische kennis betreffende de rivierdonderpad. Taxonomische, morfologische, anatomische en fysiologische informatie komt beperkt aan de orde. Hoofdstuk 2 behandelt eerst de systematiek en uiterlijke kenmerken en verspreiding van riviergrondel. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 de ecologische kennis van de rivierdonderpad beschreven. Hierbij wordt vooral ingegaan op diverse aspecten zoals leefwijze, voortplanting, groei, voedsel en de plaats in de voedselketen. Aansluitend komen in hoofdstuk 4 habitat- en milieueisen van rivierdonderpad aan bod. Hoofdstuk 5 behandelt de bevisbaarheid van de soort en toegepaste merktechnieken bij onderzoek. In Hoofdstuk 6 wordt op basis van de beschikbare kennis van de rivierdonderpad getracht de ontwikkelingen van de soort in de voorgaande eeuw te duiden en wordt ingegaan op mogelijkheden voor herstel.

1.4 Werkwijze

De informatie uit dit kennisdocument is gebaseerd op literatuuronderzoek. De ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts) files zijn doorzocht met trefwoorden evenals de OVB-bibliotheek. Daarnaast is algemene literatuur en grijze literatuur (rapporten en verslagen) betrokken bij het onderzoek. Tevens is gebruik gemaakt van informatie op Internet. De informatie uit het rapport "*Habitat Geschiktheid index model: de rivierdonderpad*" van Semmekrot (1993) is als uitgangspunt voor kennisdocument gebruikt. De informatie is aangevuld en zonodig gewijzigd aan de hand van recente en ontbrekende publicaties. Seeuws & Liefveringhe (1998) hebben uitgebreid literatuuronderzoek uitgevoerd naar een aantal aspecten van de rivierdonderpad in het kader van een Soort-beschermingsplan voor de rivierdonderpad in België. Vooral voor wat betreft voortplanting, maar soms ook bij andere onderwerpen is gebruik gemaakt van informatie uit dit literatuuronderzoek.

2 Systematiek en uiterlijke kenmerken

2.1 Systematiek

De rivierdonderpad behoort tot de familie Cottidae (donderpadden, engels: 'sculpins'). Donderpadden komen op het noordelijk halfrond zowel in zoet als in zout water voor. Gemeenschappelijke kenmerken van de donderpadden vormen onder andere de brede platte kop, de afwezigheid van schubben, de brede borstvinnen en de, met hun bodemgebonden leefwijze samenhangende, gereduceerde buikvinnen.

In Nederland komen binnen deze familie drie soorten donderpadden voor. Er zijn twee zoutwatersoorten, namelijk de zeedonderpad (*Myoxocephalus scorpius* Linnaeus, 1758) en de groene zeedonderpad (*Enophrys bubalis* Euphrasen, 1786). De rivierdonderpad (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758) is de enige in Nederland voorkomende zoetwaterdonderpad (Nijssen & de Groot, 1987).

In de Nederlandse volkstaal wordt de rivierdonderpad ook wel *kwakbol* of *riverknorhaan* genoemd. De naam *kwakbol* is mogelijk afgeleid van de kwabaal, omdat de rivierdonderpad nogal eens voor een kleine kwabaal werd aangezien (OVb, 1986). De naam *riverknorhaan* heeft te maken met de geluiden die de rivierdonderpad voortbrengt wanneer hij zich bedreigd voelt.

Europese namen voor de rivierdonderpad zijn onder andere *Groppe*, *Koppe*, *Kaulkopf*, *Mühlkoppe* (Duitsland), *bullhead*, *sculpin*, *Millers thumb*, *Tommy logge* (Groot Brittannië), *chabot* (Frankrijk).

Volgens Nybelin (1958, in Koli, 1969) hebben donderpadden zich van oorsprong vanuit Siberië tijdens interglaciale perioden in westelijke richting verspreid richting centraal en westelijk Europa. In het postglaciale tijdperk heeft vervolgens verspreiding naar Noord Europa plaatsgevonden. De rivierdonderpad heeft een geringe zwemcapaciteit en is nauwelijks in staat is hindernissen te nemen. Hierdoor is er vermoedelijk gedurende lange perioden weinig uitwisseling geweest tussen verschillende populaties in Europa. Om deze reden is de rivierdonderpad onderwerp van discussie en onderzoek geweest met betrekking tot de soortskwestie. Zowel aan de hand van uiterlijke kenmerken als genetisch onderzoek zijn verschillende studies verricht op dit vlak. Binnen dit kennisdocument wordt hier niet uitgebreid op ingegaan. Volstaan wordt met een korte beschrijving van twee vrij recente documenten van Kottelat (1997) en Schreiber *et al.* (1998).

Kottelat geeft een uitgebreid overzicht van de stand van zaken op het vlak van de systematiek van Europese zoetwatervissen. Van het genus *Cottus* in Europa beschrijft hij de volgende soorten:

Cottus ferrugineus Heckel & Kner 1858 (lokaal in Italië/Kroatië)

Cottus petiti Bacescu & Bacescu-Mester 1964 (rivier de Lez, Zuid-Frankrijk)

Cottus poecilopus Heckel 1837 (Oost-Europa, lokaal)

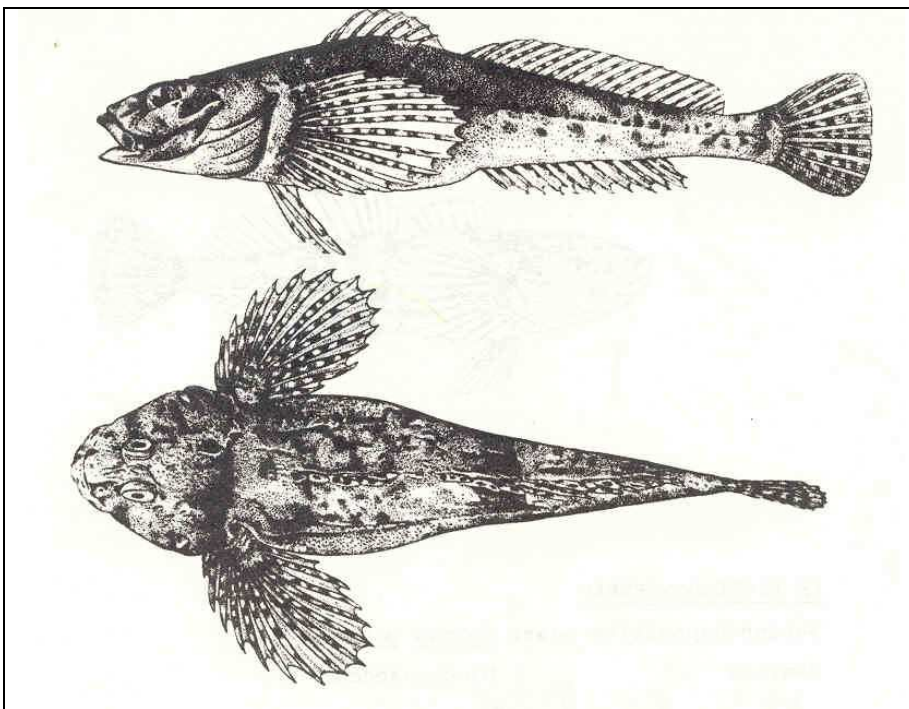
Cottus gobio Linnaeus 1758 (grootste deel van Europa, zie fig. 3.1 en 3.2)

Kottelat noemt daarnaast verschillende mogelijk regionale ondersoorten, waarvan de status vooralsnog niet duidelijk is, bijvoorbeeld *C. gobio hispaniolensis* (Oost-Pyreneeën), *C. gobio* var. *roseus* (Finland) en *C. gobio natio pellegrini* (Oekraïne). Kottelat raadt een kritische vergelijking aan van het beschikbare materiaal ten behoeve van een "revisie" van de soort.

Schreiber *et al.* (1998) stellen dat *Cottus gobio* een taxoncomplex vormt: De Neckar, de Donau en de Rhone bevatten populaties die genetisch duidelijk van elkaar verschillen. *Cottus gobio* in de Ober- en Hochrhein vertoont een mozaïek patroon van genetische kenmerken van de Donau- dan wel Neckarpopulatie. De genetische diversiteit van de rivierdonderpad in de verschillende zijrivieren van de Rijn kan verklaard worden uit de complexe historie van het Rijn- en Donausysteem.

2.2 Uiterlijke kenmerken

De rivierdonderpad is een kleine vis van maximaal 10-15 cm lengte. De rivierdonderpad laat zich gemakkelijk van andere soorten onderscheiden. De ogen staan hoog boven in de kop en kunnen onafhankelijk van elkaar in alle richtingen bewegen. Het gezichtsveld van de rivierdonderpad is daardoor groot. Het voorste gedeelte van het lichaam van de rivierdonderpad ziet er door de brede afgeplatte kop en de grote borstvinnen gedrongen uit.



Rivierdonderpad (Nikolski,1957 in Nijssen & de Groot,1987)

Hoewel hun huid doorgaans glad is door het ontbreken van schubben, komen in de huid beenplaatjes met stekeltjes voor. De twee rugvinnen grenzen aan elkaar. De voorste korte rugvin heeft 5 tot 9 harde of onvertakte vinstralen, de achterste en langste rugvin heeft 13 tot 19 vertakte vinstralen. Ook de anaalvin heeft 10 tot 15 vertakte vinstralen. Aan de achterrand van de voorkieuwdeksels bevindt zich één vrij korte stekel (Nijssen & de Groot, 1987). De gemiddelde lengte van een volwassen dier is 10-15 cm.

De kleur van de rivierdonderpad is erg variabel en aangepast aan zijn omgeving: van grijsgroen, groenbruin tot vuil- of lichtbruin, soms sterk gevlekt, soms met duidelijke lichte banden over de flanken. De buikzijde is lichter dan de bovenkant. De vinnen, uitgezonderd de buikvinnen, zijn donker gekleurd en met onregelmatige lichtere lijnen overdekt (Lelek, 1992; Nijssen & de Groot, 1987; OVB, 1986). Door Korolev (1991) zijn in het Russische verspreidingsgebied soms ook zwarte, witte of zelfs volledig gele individuen gevonden.



Figuur 2.1 Rivierdonderpad (Lelek, 1992)

Mannetjes kunnen van vrouwtjes onderscheiden worden door de driehoekige genitale papil die het gehele jaar door aanwezig is, en welke bij vrouwtjes nooit is waargenomen. Daarnaast is de vorm van de kop van het mannetje gewoonlijk groter en breder dan die van de vrouwtjes (Seeuws & Liefvering, 1998). In de paaiperiode worden de kop en rugzijde achter de kop van het mannetje opvallend donkerder en krijgt de rugvin een opvallend lichter gekleurd randje. Het vrouwtje is in deze tijd te herkennen aan de gezwollen buikstreek (Smyly, 1957). Mann (1971) en Crisp *et al.* (1974) (in Seeuws & Liefvering, 1998) zijn van mening dat onderscheid enkel mogelijk is in het voortplantingsseizoen, omdat alleen dan de gonaden door de lichaamswand heen zichtbaar zijn.

De rivierdonderpad kan verward worden met de - overigens zeer zeldzame - uitheemse marmergrondel (*Proterorhinus marmoratus*) welke via het Main-Donaukanaal in het stroomgebied van de Rijn is gekomen. De marmergrondel heeft echter, in tegenstelling tot de rivierdonderpad, opvallende buisvormige neusopeningen welke uitsteken over de bovenlip en mist het stekeltje op het kieuwdeksel.

3 Ecologische kennis

3.1 Leefwijze

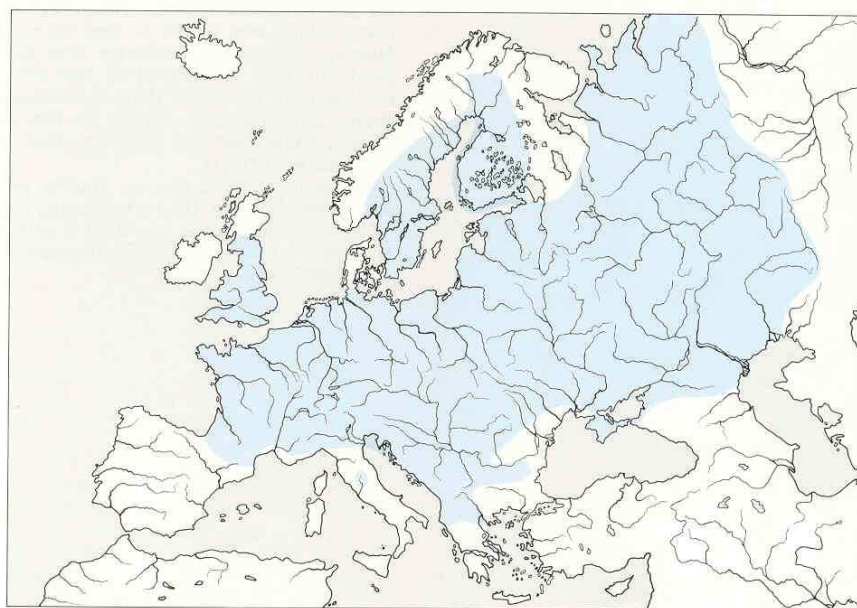
De rivierdonderpad heeft een nachtelijke levenswijze en houdt zich overdag schuil, om pas bij het invallen van de duisternis of bij donker bewolkt weer tevoorschijn te komen. Schuilplaatsen in de vorm van holtes onder stenen, maar soms ook boomwortels, spelen gedurende het hele leven van de rivierdonderpad een belangrijke rol. Vanuit deze schuilplaatsen jaagt de rivierdonderpad op prooidiertjes. De rivierdonderpad voedt zich met ongewervelde bodemdieren zoals vlokreeftjes, waterpissebedden, muggenlarven, en allerlei andere insectenlarven. Alleen als het beslist nodig is, schiet hij even uit zijn schuilplaats om daarna onmiddellijk weer terug te keren. Ook bij de voortplanting speelt beschutting een belangrijke rol. In de paaitijd maakt het mannetje onder de steen, die als schuilplaats dient, een holletje dat als nest wordt gebruikt. De vrouwtjes leggen hierin de eieren, waarna het mannetje de broedzorg op zich neemt. De rivierdonderpad heeft geen zwemblaas. Hij kan niet zwevend in het water stilstaan, en verplaatst zich zelden over grote afstanden.

3.2 Geografische verspreiding

3.2.1 Europa

De rivierdonderpad komt in bijna heel Europa voor tot ver in Rusland. Het verspreidingsgebied aan de zuidzijde wordt begrensd door Noord-Spanje, Noord-Italië en Noord-Griekenland. In het noorden wordt het verspreidingsgebied van de rivierdonderpad begrensd door Noord-Engeland en Wales, Nederland, Noord-Duitsland, Zweden en Zuid-Finland. In het oosten komt de rivierdonderpad voor tot in Rusland ter hoogte van de Kaspische zee en de Wolga. De rivierdonderpad komt niet voor in Ierland, Denemarken, Noorwegen, Lapland en Noord-Finland. Op de kaart van Lelek (1992) worden de verspreidingsgrenzen ruimer aangegeven dan in de verspreidingskaart van Maitland (1995), met uitzondering van de noordzijde van het Iberische schiereiland (zie figuren 3.1 en 3.2). Volgens Tomlinson & Parrow (2003) komt de rivierdonderpad, hoewel schaars, ook in Schotland voor.

Het verspreidingsgebied is voornamelijk van natuurlijke oorsprong. Plaatselijk heeft echter ook, meer of minder opzettelijk, introductie van de rivierdonderpad plaatsgevonden: vroeger werd de rivierdonderpad immers ook gegeten en als levend aas gebruikt bij het vissen (Schlegel, 1870; Maitland & Campbell, 1992). Mann *et al.* (1984) maken melding van de introductie van de rivierdonderpad in een rivier in centraal Spanje en Schotland. Pihlaja *et al.* (1998a) melden de onopzettelijke introductie van de rivierdonderpad in een rivier in Noord-Finland, mogelijk door het gebruik als levend aas, of bij uitzettingen van jonge zalm.



Figuur 3.1 De verspreiding van de rivierdonderpad in Europa volgens Lelek (1992).

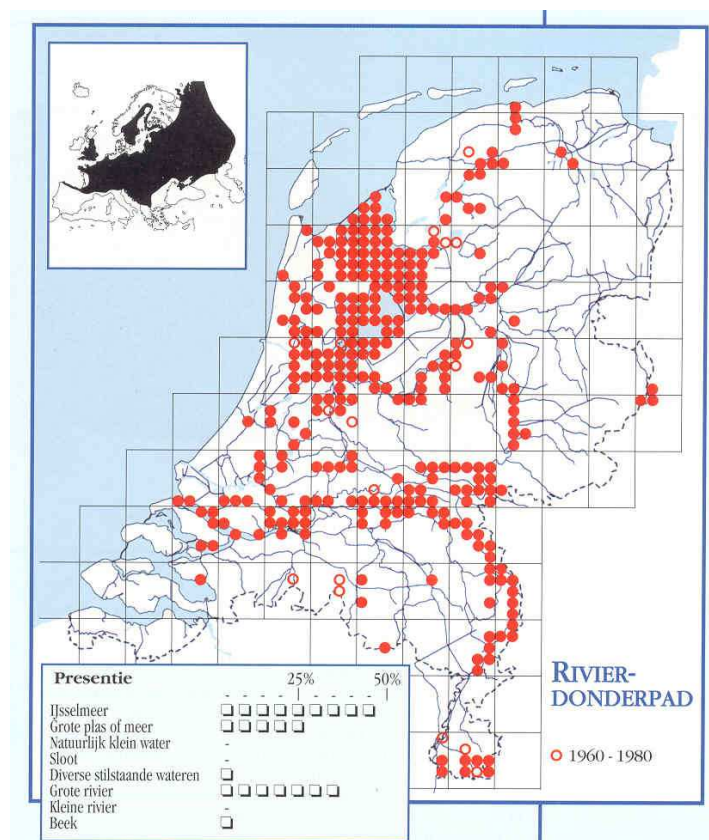
De rivierdonderpad wordt in de literatuur vaak beschreven als een typische soort van de forelzone van stromend water en koele meren. Dit beeld schetst echter maar de helft van de waarheid. Rivierdonderpadden worden veelvuldig gevonden in verschillende typen wateren, waaronder plassen, sloten, stuw- en laaglandmeren, beken en grote en kleine rivieren in geheel Europa (Smyly, 1957; de Nie, 1996; Crisp & Mann, 1991; Rossier, 1997; Deuffel *et al.*, 1986; Hofer & Bucher, 1991; Schleuter, 1991; Lelek, 1987; Wanzenböck, 2000).

3.2.2 Nederland

De rivierdonderpad kwam tussen 1900 en 1940 verspreid in Nederland voor in beken, rivieren, meren en 'oude slootjes' in Friesland (Redeke, 1941). De Nie (1996) beschrijft meldingen waaruit blijkt dat de rivierdonderpad op verschillende plaatsen in de periode daarna achteruitging (Zuid-Hollandse boezemwateren) dan wel geheel uitstierf door beeknormalisaties (Gelderse vallei) en watervervuiling (drie Zuid-Limburgse beken). Het is niet duidelijk of de rivierdonderpad ditzelfde lot onderging in Noord-Holland en Noordwest Overijssel.

De ontwikkeling van de rivierdonderpad in de laatste decennia vertoont een gevarieerd beeld. Zowel in het IJsselmeer als op de rivieren nam de vangstfrequentie van rivierdonderpadden in de jaren '80 toe. In de grote rivieren wordt de rivierdonderpad boven gemiddeld frequent aangetroffen (de Nie, 1996). Ook in Friesland en Noord- en Zuid-Hollandse wateren wordt de rivierdonderpad op veel plaatsen aangetroffen. Ondanks deze gunstige ontwikkelingen was er lokaal de laatste decennia echter juist sprake van een afname van het voorkomen van de donderpad. De

rivierdonderpad kwam in Noord-Brabant tot het eind van de jaren zeventig voor, maar is daarna een tijd lang niet meer aangetroffen. Recent zijn er weer enkele waarnemingen gedaan in het stroomgebied van de Beerze. Van de beken in Oost-Nederland zijn geen waarnemingen bekend (pers. meded. B. Crombaghs).



Figuur 3.2 Het voorkomen van de rivierdonderpad in Nederland per vijf-kilometerblok 1960-1995 en de presentie per watertype (de Nie, 1996). Inzet: de verspreiding van de rivierdonderpad in Europa volgens Maitland (1995).

In Noord- en Midden-Limburg worden rivierdonderpadden momenteel vrijwel uitsluitend aangetroffen in de Maas en in benedenlopen en mondingen van de naar de Maas afwaterende beken (Niers, Swalm en Roer). In Zuid-Limburg wordt de rivierdonderpad, na een decennialange afwezigheid, in de Grensmaas weer waargenomen. Vroeger een algemene verschijning in de Geul en de vele zijbeken, is de rivierdonderpad nu hier een zeldzaamheid (Peters *et al.*, 1999). In de Gulp en de Zieversbeek zijn nog populaties aanwezig, welke als relictten worden beschouwd van het vroegere voorkomen (Gubbels & Hendrix, 1993; Crombaghs *et al.*, 2000). In België is de rivierdonderpad op veel plaatsen sterk achteruitgegaan in stromende wateren. Deze achteruitgang van rivierdonderpadden lijkt nu te stagneren (Vandelannoote *et al.*, 1998; Seeuws & van Lier, 1998).

De toename in grotere wateren enerzijds en de lokale afname anderzijds wekt de indruk dat er twee populaties in Nederland voorkomen, namelijk een minder kwetsbare populatie in grote rivieren, meren en andere stilstaande wateren en een kwetsbare populatie in beken (de Nie, 1996). In België is de rivierdonderpad, evenals de zeedonderpad, waargenomen in de Beneden-Zeeschelde Vandelannoote *et al.* (1998). In deze waarneming ziet Vandelannoote een overeenkomst met de situatie in Nederland, namelijk het mogelijk bestaan van twee populaties.

3.3 Migratie

Donderpadden bewegen zich over het algemeen weinig, behalve bij korte achtervolgingen van een prooi. Ook binnen een waterloop verplaatsen ze zich meestal nauwelijks. Alleen bij gebrek aan geschikt habitat of bij een verhoogde populatiedichtheid zullen de dieren zich verplaatsen en dan meestal over vrij korte afstanden (Morris, 1954; Mann, 1971; Waterstraat, 1992). Downhower *et al.* (1990) toonde aan dat de actieradius van rivierdonderpadden afhankelijk was van de populatiedichtheid: deze varieerde van 4-10 meter bij 1 ind./m² tot 12-48 meter bij 0,5 ind./m². Smyly (1957) toonde aan dat rivierdonderpadden bovendien een sterk homing-gedrag vertoonden; zij waren gehecht aan hun 'huis'-steen, zelfs als deze werd verplaatst. Soms keerde een vis na enige tijd terug naar de plek waar de steen oorspronkelijk had gelegen.

Toch zijn er ook migratiebewegingen waargenomen bij de rivierdonderpad. Knaepkens *et al.* (2004a) vonden in een Belgische beek dat vooral in de paaiperiode het deel van de populatie dat zich verplaatste, evenals de afstand waarover dit gebeurde, toenam in de paaiperiode. De verplaatsingsafstand bleef echter beperkt tot maximaal 250 meter. Crisp & Mann (1991) maken melding van migratiebewegingen van rivierdonderpadden in Groot-Brittannië: volwassen dieren die in een reservoir paaiden trokken na de paai naar riviertjes. In de herfst gingen zij weer terug naar het reservoir. Bless (1990, in Seeuws & Liefveringhe 1998) merkt een stroomafwaarts gerichte drift op van juveniele donderpadden 's nachts of in de ochtend- en avondschemering, gecorreleerd aan de watertemperatuur en daglengte. Bij (her-)introducties van rivierdonderpadden is de verspreiding in bovenstroomse richting 0,6-1 km /jaar, en benedenstrooms richting ca 0-1,5 km/jaar (Pihlaja *et al.*, 1998b; Späh & Beisenherz, 1986 in Waterstraat 1992). Rivierdonderpadden verplaatsen zich over de bodem. Vistrappen met overlaten van 18-20 cm hoogte vormen een obstakel voor de rivierdonderpad (Utzinger *et al.*, 1998). Voor rivierdonderpadden is het daarom beter om vistrappen te voorzien van zogenaamde 'vertical slot' passages, waardoor zij via de bodem omhoog kunnen migreren.

3.4 Voortplanting

3.4.1 Paaigedrag en bevruchting

De lengte van de voortplantingperiode is variabel en vooral afhankelijk van de productiviteit van het watersysteem. Waarnemingen van voortplantingsactiviteiten variëren vanaf begin februari tot in juli toe (Crisp *et al.*, 1974; Fox, 1978; Seeuws & van Loefferinge, 1998). In productieve wateren in Zuid-Engeland vonden voortplantingsactiviteiten plaats van begin februari tot begin juli. In deze periode werd tot vier keer toe gepaaid. In een voedselarme bovenlopen Noord Engeland liep het voortplantingseizoen van eind april tot de eerste week van mei waarin slechts eenmaal eieren werden afgezet (Fox, 1978). Oudere dieren rijpen iets vroeger in het seizoen, waardoor deze exemplaren dan ook vroeger beginnen te paren, namelijk ongeveer eind februari.

Mannetjes rijpen eerder dan de vrouwtjes, in deze periode beginnen zij een nestruimte voor te bereiden. In de twee of drie weken voorafgaande aan de paring worden de mannetjes, in tegenstelling tot de vrouwtjes, ook overdag actief. Tijdens deze periode maken ze een soort nestruimte door de holte onder hun steen door graafwerken met behulp van zijn bek en zijn stevige borstvinnen te vergroten (Smyly, 1957; Semmekrot, 1993). Soms kan men een mannetje ondersteboven waarnemen terwijl hij schijnbaar het dak van de nestholte, waar het wijfje later de eieren op zal leggen, inspecteert (Morris, 1954 in Seeuws & van Loefferinge 1998).

3.4.2 Paaigedrag

Ten aanzien van de hofmakerij en het daaropvolgend paaien zijn er verschillende waarnemingen gedaan. Morris (1954), Smyly (1957) (in Seeuws & van Loefferinge 1998) en Ladich (1990) maken melding van een hofmakerij met deels 'agressieve' elementen. Als een vrouwtje langs het nest zwemt, maakt het mannetje knikbewegingen en de kop wordt donkerder van kleur. Het mannetje zal haar vervolgens bij de kop vast proberen te grijpen. Als het wijfje niet probeert te vluchten en zich bereid toont tot paaien, laat het mannetje haar los en zal het vrouwtje zijn broedhol binnen zwemmen of het mannetje draagt haar naar binnen. Het begin van de hofmakerij kan overeenkomsten vertonen met het dreiggedrag zoals dit optreedt bij de verdediging van het territorium.

Tussen het tijdstip waarop het vrouwtje het nest betreedt en het moment dat de eieren zijn gelegd kan 20-30 uur verstrijken. Het vrouwtje hangt gedurende die tijd rustig ondersteboven tegen de onderkant van de steen. Het mannetje gedraagt zich rusteloos draait, slaat met zijn staart, verheft zich op zijn buikvinnen of blokkeert de ingang van het nest door er dwars voor te gaan liggen. Als de eieren gelegd zijn, verlaat het vrouwtje het nest en keert niet terug.

Gaudin (1981) beschrijft een 'vriendelijker' wijze van hofmakerij: bij nadering van een vrouwtje vertoont het mannetje een herhaald optreden van karakteristieke kopbewegingen. Indien het vrouwtje paairijp is beantwoordt zij deze hofmakerij door met kleine rukjes vooruit te zwemmen. Tenslotte gaat zij enkele minuten rustig naast het mannetje

liggen om vervolgens hevig te keer te gaan waarbij het zand opwervelt. Na enkele minuten gaat het vrouwtje op haar rug liggen tegen het plafond van het nest aan, waarna het mannetje spoedig naast haar gaat liggen. In die houding worden de eitjes tegen het plafond van het broedhol afgezet. Het vrouwtje legt daarna nog een tweede legsel en verlaat het nest binnen 5-10 uur. Het mannetje bewaakt en verzorgt de eitjes totdat ze zijn uitgekomen.

3.4.3 Partnerkeuze

Bij de keuze wie de 'beste' kandidaat is, hanteert het vrouwtje verschillende tactieken. Er bestaat een relatie tussen de grootte van het vrouwtje, en het mannetje dat door haar wordt gekozen om te paaien: wijfjes prefereren vooral grotere mannetjes. Het verschil mag echter niet te groot zijn, omdat dit gevaar kan opleveren voor het vrouwtje tijdens de hofmakerij (Marconato & Rasotto, 1983; Marconato & Bisazza, 1988; in Seeuws & v. Liefferinge 1998).

Bertorelle *et al.* (1997) hebben een groot aantal veldgegevens met betrekking tot partnerkeuze gesimuleerd met computermodellen. De resultaten waren goed te verklaren met een model waarbinnen:

- de vrouwtjes selectiever zijn in de partnerkeuze, wanneer de mannetjes in clusters bijeenzaten en;
- de vrouwtjes een voorkeur hebben voor mannetjes die al eieren in hun nest hebben, en;
- deze eieren 36 uur of korter geleden zijn gelegd.

Een mannetje kan tot 10 wijfjes in zijn nest toelaten (Marconato *et al.* 1993; Morris, 1954 in Seeuws & Liefferinge, 1998) Wanneer er meer dan één rijp vrouwtje op hetzelfde ogenblik beschikbaar is, kan het mannetje ze allebei in zijn nest toelaten.

3.4.4 Eieren en broedzorg

De eieren worden in een klompje aan de onderkant van de steen gekleefd. Het aantal eieren is afhankelijk van de ouderdom van de vrouwtjes en het habitat (Smyly, 1957 in Patzner *et al.*, 2001). Het totale aantal eieren per vrouwtje kan variëren van 50 tot 1000 eieren (Hofer & Bucher, 1991). Bij grote mannetjes kunnen tot 5 eiklompjes gevonden worden, gelegd door verschillende vrouwtjes (Marconato & Rasotto, 1983; Korolev, 1991).

Het mannetje van de rivierdonderpad zorgt voor de eieren. Met zijn borstvinnen zorgt hij voor een continue waterstroom over de eitjes. Hierdoor krijgen de eitjes voldoende vers en zuurstofrijk water. Wordt het mannetje in het bewaaiersstadium verwijderd, dan gaan de eieren snel beschimmelen (Morris, 1954; Smyly, 1957 in Seeuws & van Liefferinge, 1998).



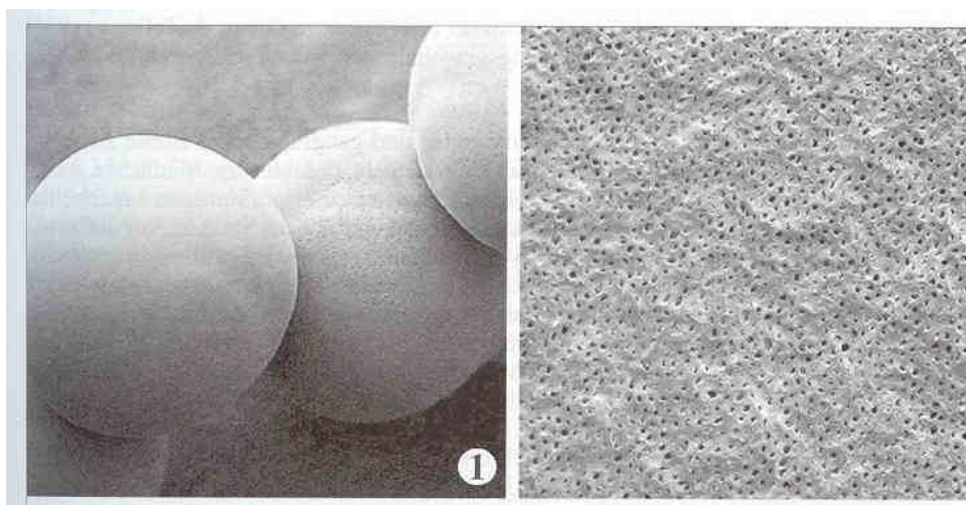
Figuur 3.3 Broedzorg van de eieren door het mannetje (Bohl & Ferling 1994)

Donderpadmannetjes vertonen slechts één ouderzorgcyclus per seizoen. Mannetjes verhogen hun reproductief succes door eiklompjes van meerdere vrouwtjes te bewaken (Waterstraat,1992). Grotere mannetjes bewaken bovendien gemiddeld grotere eipakketten. De relatie tussen de grootte van het mannetje en het reproductief succes is deels het gevolg van het feit dat de grotere mannetjes met grotere, en daarmee vruchtbaarder vrouwtjes paaïen. Grotere dieren zijn vruchtbaarder dan kleinere exemplaren (Mann,1971; Waterstraat,1992). Zij hebben niet alleen meerdere voortplantingscycli, ze leggen ook grotere eieren, waaruit ook grotere larven komen (Marconato & Bisazza,1988 in Seeuws & v.Liefferinge,1998). De grootste vrouwtjes kunnen tot 4 legsels hebben per voortplantingsseizoen, waarbij in totaal 1000 eieren worden gelegd (Fox,1978).

Marconato & Bisazza (1988) en Marconato *et al.* (1993) namen kannibalisme waar tijdens de broedzorg. De mannetjes met broedzorg hadden significant meer eieren in hun maag dan de mannetjes zonder broedzorg. Er waren sterke aanwijzingen waren dat deze eieren uit het eigen nest afkomstig waren ("filial cannibalism"). De kans dat eieren werden gegeten door de mannetjes met broedzorg evenals het aantal gegeten eieren steeg met het toenemende ontwikkelingsstadium van de eieren. Tijdens de broedzorg eten de mannetjes verder minder dan anders, als gevolg waarvan hun conditie achteruit gaat. Het gewichtsverlies varieerde van gemiddeld 13,5 – 18,8%, wat een verklaring is voor de grote sterfte die aan het eind van het voortplantingsseizoen wordt waargenomen. De frequentie van het optreden van kannibalisme was negatief gecorreleerd met de kans om een betere prooi te bemachtigen. Aangenomen wordt dat deze vorm van kannibalisme bij de rivierdonderpad een strategie vormt om de kans op sterven, voordat de eieren uitkomen, te verminderen. Om kannibalisme op het eigen broed zoveel mogelijk te voorkomen paren de wijfjes bij voorkeur met mannetjes die in een goede conditie verkeren, of met mannetjes die al eieren bewaken.

3.5 Ontogenese

De grootte van de eieren varieert van 2,0-2,5 mm en is positief gecorreleerd met de grootte van het vrouwtje (Marconato & Bisazza, 1988). De kleur van de eieren is wit tot oranje. De eieren zijn glad en overdekt met kleine poriën (Patzner *et al.*, 2001). De eieren komen uit na 20 tot 30 dagen, afhankelijk van de watertemperatuur. Bij een temperatuur van 10 °C komen de eieren na ongeveer 4 weken uit. Eieren in een nestruimte met meerdere eipakketten ontwikkelen zich sneller en komen eerder uit, dan in nesten met slechts één eipakket (Korolev, 1991).



Figuur 3.4 Eieren van de rivierdonderpad: 1; 20x vergroot, 2; 1200x vergroot (Patzner *et al.*, 2001)

Bij het uitkomen van de eieren hebben de embryo's een lengte van 6-7 mm en zijn in het bezit van een grote dooierzak (Maitland & Campbell, 1992 in Tomlinson & Perrow 2003). Volgens Smyly (1957) blijven de net uitgekomen visjes in dit stadium in een hoekje van het nest. Adamicka (1991) neemt echter waar dat zij zich verspreiden tussen de stenen in de buurt van het nest, volgens de auteur om het risico te ontlopen opgegeten te worden door de voorheen zorgzame vader. Het embryonale stadium duurt totdat de dooiervak is verteerd. De tijd voor het verteren van de dooierzak is variabel en afhankelijk van de temperatuur en kan variëren van 10 tot 30 dagen (Semmekrot, 1993; Maitland & Campbell, 1992). De lengte van de larven varieert dan van 9-12 mm.

Zowel in stromend water als in meren vertonen de larven en juvenielen gedurende enige tijd een pelagische levenswijze. Deze pelagische levenswijze van de 0+ -vis stelt ze in staat nieuwe habitats te koloniseren (Wanzenböck *et al.* 2000). Bless (1990) nam in riviertjes een stroomafwaarts gerichte 'drift' waar van juveniele donderpadden in de nacht en ochtend- en avondschemering. Wanzenböck ving in de Hallstättersee zowel in de oever, als op plaatsen waar het meer een diepte had van 40-80 meter, aan de oppervlakte s' nachts larvale en juveniele donderpadden. Overdag werden geen rivierdonderpadden gevangen, wat

zou kunnen wijzen op een verticale migratie van de juvenielen. Of en zo ja, hoe zij dit doen zonder zwemblaas is verder niet onderzocht.

3.6 Groei, lengte en gewicht

3.6.1 Lengte/leeftijd-verhouding

De gemiddelde lichaamslengte en het gewicht van donderpadden varieert naargelang de omstandigheden, waaronder de voedselrijkdom van het water, de temperatuur of het geslacht. In voedselrijke wateren met een hoge gemiddelde temperatuur groeien donderpadden sneller dan in voedselarm water en lagere temperaturen.

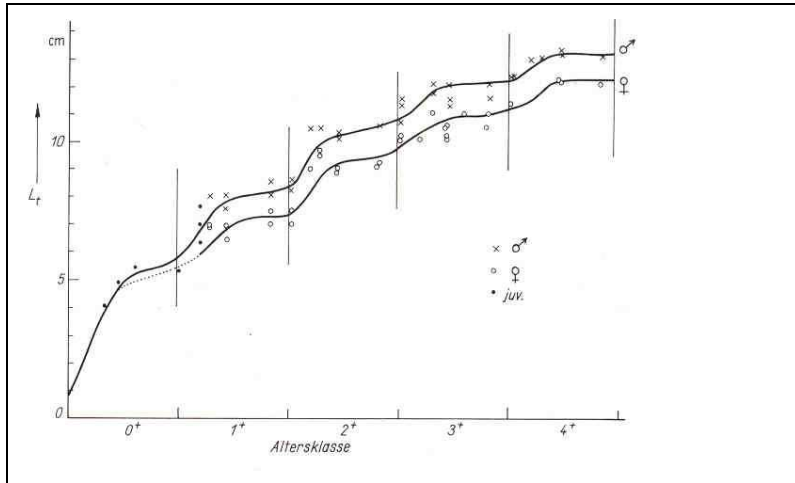
Tabel 3.2 Literatuuroverzicht van lengte/leeftijdsgegevens van de rivierdonderpad (bron: Seeuws & van Lierferinge, 1998). Lengte in cm.

Auteur	lengte na 1 jaar (0+)	lengte na 2 jaar (1+)	lengte na 3 jaar (2+)	lengte na 4 jaar (3+)
Andreasson (1971)	w: 3,2 – 4,8 m: 3,2 – 5,8	w: 5,2 – 8,2 m: 6,2 – 9,7	w: 6,2 – 9,7 m: 7,7 – 10,2	w: 8,2 – 10,7 m: 9,7 – 11,3
Sakari (1969)	2,8 – 5,3	4,2 – 6,7	5,8 – 8,2	6,7 – 8,7
Mann (1971)	4,7 – 5,3	6,6 – 7,6		
Crisp et al, (1974)	3,3 – 5,4	5,3 – 7,5	6,2 – 7,5	6,6 – 8,6
Köhler et al, (1993)	4 – 6	6,5 – 8,0		

Mannetjes zijn groter en zwaarder dan vrouwtjes van dezelfde leeftijd (Waterstraat, 1992; Korolev, 1991). Seeuws & Van Lierferinge (1998) geven een overzicht van literatuur aangaande lengte/leeftijdsgegevens (tabel 3.1). Aangezien rivierdonderpadden geen schubben bezitten, kan de leeftijd alleen bepaald worden met behulp van otolieten. De otoliet-ringen zijn echter moeilijk leesbaar, hetgeen onzekerheden bij de leeftijdsbepaling oplevert (Adamicka, 1991).

Groei treedt het gehele jaar op, maar de groeisnelheid daalt in de winter (Mann, 1991; Waterstraat 1992). Waterstraat stelde een gedetailleerde grafiek op van lengte/leeftijdsgegevens van *Cottus gobio* in de Dömnitz in Duitsland (figuur 3.5).

Crisp & Mann (1991) deden onderzoek aan een populatie rivierdonderpadden voor en na verstuwning van een rivier in Noord-Engeland. De donderpadden in het stuwmeer paaiden later in het seizoen als gevolg van een minder snelle opwarming van het water. Alle jaar-klassen bleken echter groter te zijn dan voor de aanleg van de dam, wat op een verbetering van groeicondities duidde.



Lengte-leeftijdsverhouding van *Cottus gobio* in de Dömnitz Noord-Duitsland (Waterstraat, 1992)

3.6.2 Lengte/gewicht-verhouding

Mann (1971) maakte uitgebreid studie van lengte/gewichtsrelaties en productie van *Cottus gobio* in een drietal beken in Zuid-Engeland.

In de formule:

$\log w = a + b T_l$ (w = gewicht in kilogram, T_l de totaallengte in cm) hebben de parameters a en b de volgende ranges:

a : -2,134 tot -1,758

b : 2,812 tot 3,321

Klein-Breteler & De Laak (2003) vinden bij toepassing van lineaire regressieberekeningen op gegevens van Nederlandse rivierdonderpadden het volgende verband ($n = 27$, $p < 0,05$);

$G = a/TL^b$ $a = 0,013984$ $b = 2,9591$

$TL = (G/a)^{(1/b)}$ $a = 0,008233$ $b = 3,2330$

Waarbij G =gewicht en TL =totale lengte

3.7 Voedsel

De rivierdonderpad, is in overeenstemming met zijn bodemgebonden levenswijze voornamelijk een echte benthos-eter. Het menu van de rivierdonderpad wordt sterk bepaald door het aanbod (Hyslop, 1982; Welton, 1983) en vertoont maar beperkt een zekere voorkeur voor een bepaalde prooi-soort.

Het dieet van 0+ rivierdonderpadden bestaat bijna uitsluitend uit benthische evertrebraten. Slechts uiterst zelden eten zij ook adulte insecten. Door hun opportunistisch eetgedrag verschuift hun dieet gedurende het seizoen. In het begin van de zomer worden veel Chironomidenlarven en Ephemeroptera nimfen gegeten. In de loop van augustus worden, naast deze laatstgenoemde ook veel Simuliidae-larven gegeten. In de loop van zomer en najaar wordt het dieet verder aangevuld met Molluscan en kleine Crustaceeën.

Adamicka (1987) geeft aan dat het voedsel van rivierdonderpadden in de rivier de Ybbs in Oostenrijk hoofdzakelijk bestaat uit Chironomidae en Ephemeroptera. Uit het onderzoek van Welton (1983) bleek dat het aandeel *Asellus aquaticus* (waterpissebed) en *Gammarus pulex* in de maaginhoud het hele jaar groter was dan het aandeel in het substraat. Dit vormt een aanwijzing dat de rivierdonderpad een lichte voorkeur heeft voor deze soorten. Het aandeel Trichoptera, Coleoptera, Ephemeroptera en Chironomidae in de maaginhouden was slechts af en toe groter dan het aandeel in het substraat. De voorkeur van rivierdonderpadden voor deze soorten was sterk afhankelijk van het voedselaanbod.

Tabel 3.3 Voedsel van de rivierdonderpad volgens diverse auteurs

Voedsel <i>Cottus gobio</i>	Copp et al. (1994)	Müller (1960)	Welton (1983)	Hyslop (1982) 0+	Marconato et al. (1992)	Crisp et al. (1978)
Hirudinae	X			X		
Plecoptera		X				X
Ephemeroptera		X	X	X		X
Trichoptera		X	X	X		X
Simuliidae		X		X		
Coleoptera			X	X		X
Diptera						X
Chironomidae	X	X	X	X		X
Crustacea				X		
<i>Gammarus pulex</i>	X		X			X
<i>Assel. aquaticus</i>	X		X			
Mollusca				X		X
Zooplankton						X
Stekelbaarzen	X					
Vis niet geïdentif.	X					
steentjes	X					
twijgjes	X					
planten materiaal	X					
eieren <i>C. gobio</i>					X	
eieren niet gedef.				X		

Copp et al. (1994) vonden een maaginhoud die voor ca 35 tot 45 % uit *Gammarus pulex* en ca 1-6 % uit *Asellus aquaticus* bestond. Voor ca 10-20% bestond de maaginhoud uit plantenmateriaal. Ook werden steentjes (6-13%) en in 1+ vissen stekelbaarsjes en ander vis aangetroffen in de maag (<1%). Ook uit het onderzoek van Copp et al. (1994) blijkt een lichte voorkeur voor waterpissebedden als prooi, vooral voor de 0+-vissen. De keuze voor *Gammarus pulex* leek een vooral een opportunistische, door hun bestaande overmaat als prooidier bij het onderzoek.

Crisp et al. (1978) constateerden een verschuiving in het dieet van de rivierdonderpad voor en na verstuwning: voor de aanleg van het reservoir aten volwassen dieren vooral nimfen van Ephemeroptera en Plecoptera,

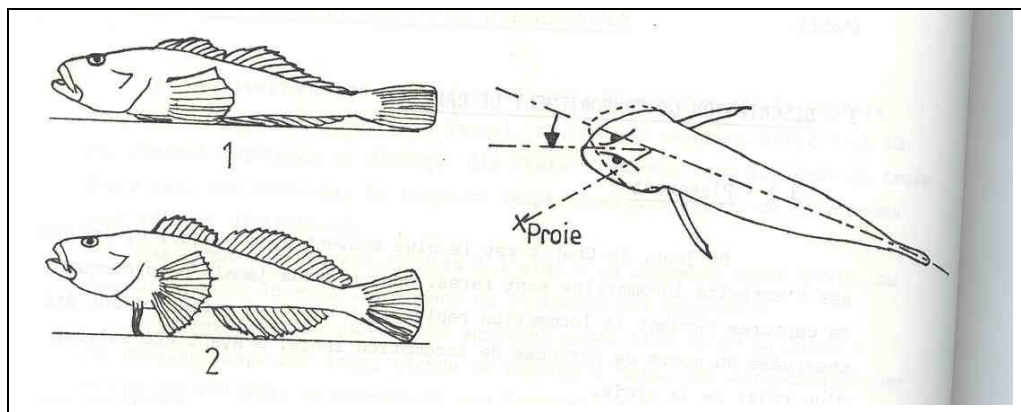
en de juvenielen vooral Diptera en Coleoptera. Na de aanleg van het reservoir verschoof het dieet van de volwassen dieren naar chironomiden en Gammarus. De juvenielen aten vooral chironomiden en zooplankton.

Marquet (1959) meldt naar eigen waarneming dat rivierdonderpadden vroeger in grote dichtheden voorkwamen bij lozingspunten van organisch afval in ondiepe snelstromende delen van bepaalde Limburgse beken. Marquet vermoedde dat dit kwam, omdat juist hier veel waterpissebedden voorkwamen.

3.7.2 Eieren als voedsel

Lange tijd is gedacht dat de rivierdonderpad een sterke voorkeur had voor de eieren van salmoniden en zo de salmonidenstand in beken en rivieren bedreigde. Bij onderzoek naar de maaginhoud van rivierdonderpadden in salmoniden-wateren bleek echter dat salmoniden-eieren en broed nauwelijks werden gegeten door rivierdonderpadden. Uit 15 onderzoeken op 11 soorten rivierdonderpadden bleek dat de maaginhouden van slechts 45 van de 7785 rivierdonderpadden salmoniden-eieren of broed bevatten. In totaal zijn slechts 10 salmoniden-eieren en 35 stuks salmoniden-broed aangetroffen in de magen van rivierdonderpadden. In feite werden er veel meer salmoniden-eieren in de magen van paaiende salmoniden aangetroffen (Moyle, 1977).

Door Marconato & Bisazza (1988) en Marconato *et al.* (1992) werd kannibalisme waargenomen tijdens de broedzorg door mannetjes. Zij concludeerden dat deze vorm van kannibalisme bij de rivierdonderpad een strategie vormt om de kans op een voortijdig sterven van het mannetje, namelijk voordat de eieren uitkomen, te verminderen. Voor een nadere beschrijving hiervan zie broedzorg bij de voortplanting.



Figuur 3.5 Verticale en horizontale bewegingen van de rivierdonderpad tijdens het jagen (Gaudin 1981)

3.7.3 Het bemachtigen van voedsel

Het bemachtigen van voedsel gebeurt meestal vanuit een schuilplaats. Met zijn goede beweegbare ogen en met behulp van het zijlijnorgaan lokaliseert de rivierdonderpad een prooidiertje. Als het enigszins kan

verlaat de rivierdonderpad zijn schuilplaats niet. Hij wacht rustig af tot de prooi binnen zijn bereik is en hapt die dan met minimale bewegingen naar binnen. Hierbij kan hij zich van de bodem verheffen door op zijn borstvinnen te steunen (figuur 3.6). Met zijn kop kan hij horizontale bewegingen maken, waardoor het volgen en pakken van zijn prooi eenvoudiger is (Gaudin,1981; OVB,1986).

In tegenstelling tot hun grote bek hebben rivierdonderpadden een relatief klein keelgat. Marquet (1959) zegt hierover: *"Het zijn erg gulzige rovertjes. In tegenstelling tot hun geweldig grote bek, die geheel met tandjes is bezet, is hun keelgat zeer klein. Grijpen zij in hun gulzigheid een te grote prooi, dan moeten zij dit dikwijls met de verstikkingsdood bekopen"*

Een theorie over de ongerijmdheid van de grote bek in vergelijking tot het kleine keelgat van de rivierdonderpad is, dat de vis dankzij deze grote bek een veel groter bereik heeft, vooral naar de zijkanten toe. Hij hoeft dan nauwelijks te bewegen om zelfs organismen die hem van de zijkant naderen, te verschalken (OVB,1986).

3.8 Populatiedynamica

De productiviteit en levensduur van de rivierdonderpad, en daarmee de opbouw van de populatie, zijn afhankelijk van milieufactoren van de omgeving: in voedselrijke harde wateren met hoge gemiddelde watertemperaturen bereiken alle vissen na het eerste levensjaar seksuele rijpheid. De paaiperiode varieert van februari tot juni en de wijfjes leggen meerdere eiklompjes per jaar. Veel dieren sterven daarna, een klein deel gaat ook het daaropvolgende jaar nog over tot reproductie. De levensverwachting is in productieve wateren dus laag, maar de populatiedichtheid is hoog (0,9 -2,6 adulten /m²). In de hoger gelegen, voedselarmere en zachte wateren met gemiddeld lagere temperaturen worden de donderpadden pas geslachtsrijp in hun tweede of derde levensjaar. De paaiperiode is van eind april tot begin mei. Per jaar leggen zij maar één eiklompje. De groeisnelheid is laag en er is een hoge levensverwachting (tot 10 jaar), maar een lage populatiedichtheid (0,2-0,7 adulten/m²) (Mills & Mann,1983 in Tomlinson & Perrow, 2003, Marconato *et al*,1993, Mann *et al*,1984 in Seeuws & van Liefferinge,1998; Fox,1978). Korolev (1991) beschreef een populatie donderpadden in Rusland die pas in hun vierde levensjaar seksueel actief werden en waarvan de paaiperiode zich uitstreckte van eind mei tot begin juni.

Berekeningen van Waterstraat (1990,1992) leveren een productie op van 30-100 g/100m² in voedselarm water en 200-1200 g/100m² in voedselrijker water (zandbeken).

In voedselrijke waterlopen hebben rivierdonderpadden dus een snelle voortplantingscyclus en een hoge productie, die ten koste gaat van de levensduur van het individu, in voedselarme wateren is er een langzame voortplantingscyclus met een langere levensduur en lage productie.

Tabel 3.4 Populatie-dichtheden van de rivierdonderpad in verschillende wateren (literatuur ontleend aan Waterstraat, 1992, m.u.v. Utzinger)

auteurs	individueen / 100m2	type water
Williams & Harcup (1986); Crisp <i>et al.</i> (1974),; Welton <i>et al.</i> (1983)	10-100 ind.	?
Waterstraat (1990, 1992)	tot 60	zandbeek: laaglandbeek in Duitsland, ionenrijk water
Waterstraat (1990, 1992)	10-30	voedselarm, ionenarm water
Andreasson (1971), Mann (1973)	tot 500 (adult), 2500-7500 (larven begin zomer)	zeer voedselrijk water Z.-Engeland, Z.-Zweden
Spiess <i>et al.</i> (1991)	gemiddeld 50-100 lokaal 500 (grindbanken)	?
Utzinger <i>et al.</i> (1998)	121-444	Zwitserse rivier, voedselarm, plaatselijk zeer voedselrijk

Mann *et al.* (1984) hebben op kleine schaal een experiment uitgevoerd om te onderzoeken of er sprake is van genetisch verschillende populaties, of van een aanpassing aan milieuomstandigheden: rivierdonderpadden werden verplaatst uit een koudere kalkarme waterloop water naar een warmere, kalkrijke waterloop. De overgeplaatste dieren namen de voortplantingseigenschappen van de lokale populatie grotendeels over. De rivierdonderpadden vertoonden in warmer en kalkrijker water een sterk verhoogde productiviteit ten opzichte van de productiviteit in hun oude milieu, namelijk de koude en kalkarme beek. Mann *et al.* concluderen hieruit dat het grootste deel van de geografische variatie van de rivierdonderpad te verklaren is uit de flexibiliteit in tactiek om te overleven in verschillende milieus.

Vergelijkbare tactieken werden gevonden bij *N. barbatulus* en *G. gobio*. Later onderzoek van Crisp & Mann (1991) ondersteunen deze theorie. Na de aanleg van een stuwmeer bleek dat de rivierdonderpadden in het stuwmeer sneller groeiden en dat een groter percentage vrouwtjes het in het tweede jaar geslachtsrijp werden dan voor de verstuwning.

3.8.2 Sex-ratio

Crisp *et al.* (1974) en Korolev (1991) vonden een gemiddelde sex-ratio van 1: 1 (verhouding aantallen mannetjes/vrouwtjes). Korolev ziet daarbij een verschuiving in de sexe-ratio met het toenemen van de leeftijd in het voordeel van de mannetjes. Volgens Korolev is dit kenmerkend voor soorten met een lage vruchtbaarheid en een uitgesproken broedzorg. Marconato & Bisazza (1988) vonden dat vrouwtjes in de meerderheid waren t.o.v. mannetjes met een gemiddelde sexe-ratio van 0,85. Bij jonge vis was de sexe-ratio ca 1, na de voortplanting verschoof dit juist in het voordeel van de vrouwtjes. Zowel Marconato & Bisazza als Korolev deden onderzoek in relatief voedselarme en zachte

wateren. De sexe-ratio kan dus variëren maar het is niet precies duidelijk waar deze variatie door wordt veroorzaakt.

3.8.3 Populatiegrootte

Knaepkens *et al.* (2004b) deden onderzoek naar de relatie tussen populatieomvang en de genetische variabiliteit van de rivierdonderpad. Hiertoe werden populaties uit verschillende Belgische beken beschouwd. De leefgebieden van de beschouwde populaties varieerden van 150 meter tot circa 5,5 km beeklengte.

De aanleiding van dit onderzoek was onder andere gelegen in lopende wetenschappelijke discussie betreffende de populatiegrootte in relatie tot duurzame levensvatbaarheid van een soort. Meestal wordt uitgegaan van 50 resp. 500 individuen ten behoeve van een kortere, resp. duurzame instandhouding van de soort. Meer recent onderzoek wijst echter uit dat grotere populaties van 1000-5000 individuen benodigd zijn om genetische degeneratieprocessen te voorkomen (zie diverse referenties in Knaepkens *et al.* 2004b).

Knaepkens *et al.* vonden een relatie tussen de genetische variabiliteit en de populatiegrootte van rivierdonderpadden. Op grond hiervan én op grond van de berekende populatiegroottes in enkele Belgische beken concluderen de auteurs dat deze populaties van rivierdonderpadden zich in de gevarezone bevinden. Prioriteiten bij de soortbescherming van de rivierdonderpad dient daarom gelegen ten eerste te zijn in bij de bescherming van de bestaande populaties, en vervolgens in een vergroting van de bestaande populaties door hun leefgebied uit te breiden.

3.9 Parasieten / ziekten

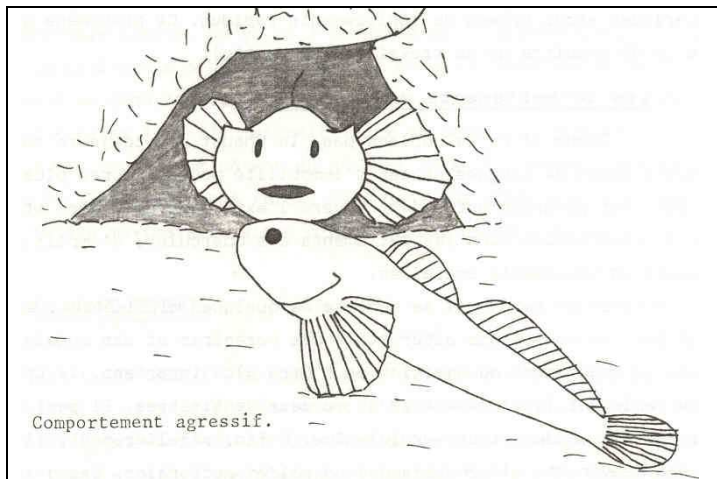
Scheinert (2004) maakt melding van de parasiet *Apatemon cobitides* als parasiet van de rivierdonderpad. De rivierdonderpad wordt geïnfecteerd door cercariën van de parasiet. De cercarie komt met rivierdonderpad in contact, zuigt zich vast en boort zich door de huid, verspreidt zich door lichaam en kapselt zich in. Als metacercariën kunnen ze zo op diverse plaatsen in het lichaam jaren infectueus blijven. De donderpad kan hierdoor deels blind worden. De vis gaat echter niet dood. Bij grote infectiegraad krijgt de vis gedragstoornissen o.a. lagere reactiesnelheid en wordt een makkelijke prooi van visetende watervogels. Daar ontwikkelt de parasiet zich tot geslachtsrijpe worm.

3.10 Bijzonderheden van de soort

3.10.1 Territoriumgedrag/dreiggedrag

Gedurende de voortplantingsperiode brengt het mannetje de tijd door in de nestholte, met de kop iets uit de opening. Zijn reactie op voedsel-organismen, een vrouwtje of een rivaal is steeds hetzelfde: hij bijt (Morris, 1954 in Seeuws & van Liefferinge, 1998).

Agressief gedrag bestaat uit het aannemen van een dreighouding, achtervolgen en vechten/bijten. Bij het dreigen worden kieuwen en vinnen gespreid, de kop gaat naar beneden en wordt donkerder, en de bek wordt geopend (Ladich 1990). Een typische eigenschap rivierdonderpadden is dat zij tijdens agressief gedrag tegenover rivalen geluiden produceren. Zowel mannetjes als vrouwtjes kunnen dit geluid produceren, maar vrouwtjes doen dit in veel minder mate. Het geluid bestaat uit enkel- of meervoudige 'pulsen' die op een soort grommen of knorren doen denken. Bij elke geluidsproductie is er een typische knikbeweging met de kop (Ladich,1989). De afschriksignalen worden zelden gevolgd door een aanval en het bijten van een rivaal (Ladich,1990).



Figuur 3.6 Dreighouding van het mannetje (Gaudin, 1981)

Een rivaal die toch wordt aangevallen vlucht meestal snel en het territoriale mannetje keert terug naar zijn nestholte. Naarmate de broedzorg vordert wordt het mannetje ook agressiever naar belagers: vlucht de rivaal niet op tijd dan wordt hij gebeten, soms ook vastgehouden en weggedragen of weggeslingerd (OVb,1986). Als de dieren aan elkaar gewaagd zijn en ze zich in elkaars bek hebben vastgebeten (onder- en bovenkaak) vlucht meestal degene die de onderkaak van de ander vasthad. Mannetjes die al eieren in hun nestholte hadden, kunnen hierdoor verdreven worden door grotere mannetjes (Morris,1954; Smyly,1957 in Seeuws & van Liefferinge,1998).

3.11 Plaats in het ecosysteem

3.11.1 Predatoren

De predatoren van de rivierdonderpad zijn velerlei en variëren van roofvissen (bijvoorbeeld aal, snoek, kopvoorn en baars), zoogdieren (otter) tot visetende vogels (ijsvogel, waterspreeuw en blauwe reiger) (Adamicka,1991; Tomlinson & Perrow, 2003).

De aal heeft een voorkeur voor de rivierdonderpad, indien deze voorhanden is. Mann & Blackburn (1991 in Prenda *et al.*, 1997) vonden

een positieve relatie tussen aalgrootte en de dichtheid van rivierdonderpadden.

Aalscholvers laten de rivierdonderpad links liggen. Schwevers & Adam (1998) onderzochten de effecten van de aalscholver op de visstand van de Duitse Ahr. De visstand nam in zijn geheel met 25% af gedurende de massale overwintering van de aalscholver. Er veranderde echter weinig met de aanwezige populatie rivierdonderpadden.

3.11.2 Competitie

Aangezien de rivierdonderpad in Europa vaak voorkomt in combinatie met salmoniden, is in het verleden veel onderzoek gedaan naar mogelijke voedsel- en/of habitatcompetitie tussen de rivierdonderpad en salmoniden. Lelek (1987) constateert uit gedetailleerd onderzoek van Straškraba *et al.* (1966) dat voedselcompetitie praktisch verwaarloosbaar is. Zie hiertoe ook de resultaten van het onderzoek van Moyle (1977) in § 3.7 betreffende voedselkeuze. Meer recent onderzoek van wijst eveneens op een minimale onderlinge competitie: een toevallige introductie van de rivierdonderpad in de Finse rivier de Utsjoki in 1979 had na ca. 20 jaar niet geleid tot een aantasting van de dichtheden aan jonge zalm (Pihlaja *et al.*, 1998b). Nader onderzoek naar de ruimtelijke verdeling van rivierdonderpadden en zalmen wees uit dat er een sterke ruimtelijke scheiding is van deze twee soorten (Jørgensen *et al.*, 1999).

Ook is lang uitgegaan van onderlinge competitie tussen de rivierdonderpad en het biermpje, eveneens een bodembewoner (diverse auteurs in Prenda *et al.* 1997). In onderzoek van Prenda *et al.* (1997) echter werd voor een sterke interactie tussen deze twee soorten geen aanwijzingen gevonden.

Wel bleek het verdwijnen van de rivierdonderpad bij een incident van watervervuiling tijdelijk ten gunste kwam aan de dichtheid van biermpjes, totdat het populatie donderpadden weer op niveau was (Mann, 1989). Copp *et al.* (1994) constateren dat de rivierdonderpad en het biermpje weliswaar een vergelijkbaar dieet hebben, maar dat er geen aanwijzingen zijn voor voedselcompetitie. Ook Welton *et al.* (1991) komen tot deze conclusie, en concluderen op basis van voedselexperimenten dat het biermpje en de rivierdonderpad in elkaars aanwezigheid op subtiële wijze hun eetgedrag aanpassen. Hierdoor maken zij gebruik van verschillende aandelen van hetzelfde voedselaanbod (in dit geval Asellus en Chironomiden).

Degerman & Sers (1994) onderzochten in Zweden het effect van de aanwezigheid van met de rivier in verbinding staande natuurlijke meren op de vissen van stromend water. De kans op voorkomen van o.a. rivierdonderpadden was groter met toenemende afstand van een meer, volgens Degerman & Sers als gevolg van predatie door, of competitie met vissoorten van stagnant water. Opvallend was echter dat op 1-3 km afstand meer larven werden aangetroffen dan dichtbij of verder weg van een meer. Blijkbaar is de nabijheid van een meer positief voor de rekrutering (bijvoorbeeld door hogere voedselrijkdom). Te dichtbij zou negatief zijn door competitie met ander soorten als snoek en snoekbaars. Jørgensen *et al.* (1999) vinden juist grote dichtheden van

rivierdonderpadden dicht in de nabijheid Finse meren (binnen 50 meter). Competitie met soorten van stagnerend water zou hier afwezig zijn door de hoge stroomsnelheden in de rivier zelf.

Tomlinson & Perrow (2003) wijzen op het gevaar van het uitzetten van forellen of uitheemse kreeftensoorten in beken en rivieren. Guan & Wiles (1997 in Tomlinson & Perrow, 2003) melden negatieve effecten van uitgezette Californische rivierkreeft als gevolg van competitie om schuilgelegenheid en voedsel, maar ook door directe predatie.



Figuur 3.7 Jonge rivierdonderpadden in een aquarium vertonen geen agressief gedrag (Bohl & Ferling 1994).

4 Habitat- en milieu-eisen

4.1 Watertemperatuur

Rivierdonderpadden hebben een sterke voorkeur voor lagere watertemperaturen. Volgens Kainz & Gollmann (1989) zijn wateren met een maximum temperatuur van 14 tot 16 °C zeer geschikt zijn en zijn rivierdonderpadden niet zijn aangetroffen in wateren met een maximum temperatuur van 18 °C. Gaudin (1981) geeft aan dat bij rivierdonderpadden in aquaria er zorg voor moet worden gedragen dat de watertemperatuur niet boven de 15 à 17 °C komt. Volgens Symons (1975) worden temperaturen lager dan 7 en hoger dan 19 °C gemeden door de rivierdonderpad. Temperaturen hoger dan 20 °C geven aanleiding tot onrustig gedrag en een zeer sterke ademhaling (Adamicka, 1984). Korolev (1991) meldt dat bij 20-24°C rivierdonderpadden hun favoriete schuilplaatsen verlieten en zich concentreerden bij brongevoede rivierarmen en beekmondingen. Bij temperaturen vanaf 23°C werden dode rivierdonderpadden aangetroffen.

Elliot & Elliot (1995 in Seeuws & van Liefveringe 1998) hebben onderzoek gedaan naar de extremen van de temperatuurtolerantie van de rivierdonderpad: bij ca 4-5°C en ca 26-27°C overleven de dieren nog wel (> 7 dagen) maar nemen geen voedsel meer op. De letale onder- en boventemperaturen liggen bij ca 1°C resp. ca 32-33°C.

4.2 Zuurstofgehalte

Gaumert (1986) geeft het voorkomen weer van rivierdonderpadden in een groot aantal beken in Duitsland in relatie tot de zuurstofverzadiging van het water. Hieruit bleek dat rivierdonderpadden vooral voorkwamen bij zuurstofverzadigingspercentages tussen de 90 en 120%. De meeste rivierdonderpadden (> 50%) kwamen voor bij een zuurstofpercentage van 100-110%. De ondergrens van het zuurstofgehalte voor de rivierdonderpad is niet bekend.

Uit het feit dat rivierdonderpadden zijn aangetroffen bij afvallozingen van papierfabrieken en zelfs van slecht functionerende rioolzuiveringsinstallaties (Hofer & Bucher 1991, zie ook § 4.10) kan men concluderen dat de rivierdonderpad een zekere tolerantie heeft voor verlaagde zuurstofgehalten, maar de ondergrens is niet onderzocht.

4.3 Zuurgraad

In de literatuur worden verschillende uitspraken gedaan over de pH van water in relatie tot het voorkomen van donderpadden. Tomlinson & Perrow (2003) vermelden dat rivierdonderpadden voorkomen bij pH 7 in bovenlopen en bij een pH 9 in kalkrijke benedenlopen. De bovenste grens

zou daarmee boven een pH 9 liggen. Philippart (1997, in Tomlinson & Perrow, 2003) meldt als onderste tolerantiegrens voor de rivierdonderpad een pH 4.7. Butz & Rydlo (1996) vonden rivierdonderpadden in beken met een pH-range van 5,8 -7,7. In beken met een minimale pH waarde < 5,8 werden geen rivierdonderpadden aangetroffen. Degermann & Appelberg (1992) constateerden een positief effect van bekalking van verzuurde riviertjes op de dichtheid van beekforellen en rivierdonderpadden. Uit de cijfers mag geconcludeerd worden dat water met een pH van ca 5.8 -9 geschikt is voor rivierdonderpadden.

4.4 Doorzicht en licht

Er is geen onderzoek gedaan naar het voorkomen van de rivierdonderpad in relatie tot het doorzicht. Het is ook niet waarschijnlijk dat er een directe relatie bestaat, ondanks het feit dat de rivierdonderpad een lichtschuw diertje is. Het feit dat de rivierdonderpad zich overdag schuil houdt onder stenen en voornamelijk in de duisternis actief wordt, betekent dat bij het foerageren het zicht op zich geen of geen belangrijke rol speelt. De rivierdonderpad is gebonden aan de aanwezigheid van stevige structuren, bij voorkeur stenen, die als beschutting en paailocatie dienen. Dit komt zowel voor in beken met stromend, voedselarm water met van nature een hoog doorzicht, als in stagnante wateren en grote rivieren met harde oeververdedigingen, maar die van nature een lager doorzicht hebben.

Gaudin (1981) heeft de geschiktheid van het habitat van rivierdonderpadden onderzocht in relatie met schaduw. Uit dit onderzoek bleek dat rivierdonderpadden een sterke voorkeur hebben voor beschaduwde beekdelen. De meeste monsterlocaties waren minder dan 20% beschaduwd. Het overgrote deel (ca 90%) van de gevangen rivierdonderpadden werd echter aangetroffen plaatsen met meer dan 20% beschaduwing. Aangezien de rivierdonderpad voornamelijk 's nachts actief is, is het vermijden van plaatsen die door direct zonlicht wordt beschenen een logische gedragswijze.

Tabel 4.5 Percentage waargenomen rivierdonderpadden in relatie tot beschaduwing (Gaudin & Caillere, 1990)

% beschaduwing	waargenomen rivierdonderpadden %
0 %	3%
1- 20 %	6 %
20 - 40 %	25 %
40 - 60 %	18%
60 - 80 %	23 %
80-100 %	23 %

4.5 Saliniteit

Er is geen literatuur bekend over de zouttolerantie van de rivierdonderpad. De rivierdonderpad is immers van nature een typische

zoetwatersoort. Er zijn echter veel waarnemingen van de rivierdonderpad in Noord-Holland, waaronder in de Wieringermeer. Ook is hij aangetroffen op Tholen, dicht in de buurt van de Oosterschelde. Om die reden kan verondersteld worden dat zwak brakwater (oligohalien: 0,3-3 mg Cl/l) geen probleem hoeft te vormen voor de rivierdonderpad.

4.6 Stroomsnelheid / debiet / getijverschil

Rivierdonderpadden worden vaak genoemd als onderdeel van de vis-gemeenschap in de forelzone. In combinatie met zijn behoefte aan stenig substraat wordt de rivierdonderpad soms beschreven als een vis met een voorkeur voor hoge stroomsnelheden. Rivierdonderpadden komen echter bij een brede range van stroomsnelheden voor. In stromende beken met een gevarieerd aanbod aan substraat heeft de rivierdonderpad juist een voorkeur voor plaatsen met lagere stroomsnelheden. Gaudin & Caillere (1990) melden dat, in de forelzone, 80% van de rivierdonderpadden zich vooral bij stroomsnelheden < 10 cm/s ophielden. Bij deze voorkeur werd geen verband met de lichaamslengte gevonden. Gubbels (1997) vond in de Zieversbeek in Zuid-Limburg eveneens een voorkeur voor lage stroomsnelheden: 50% van de rivierdonderpadden (n = 50) werd gevonden bij een stroomsnelheid van 11-15 cm/s (stroomsnelheid bij de bodem). De overige rivierdonderpadden waren gelijk verdeeld in de rest van de beek (stroomsnelheden bij de bodem varieerden 6 tot 30 cm/s).

Tabel 4.6 Verdeling rivierdonderpadden in relatie tot stroomsnelheden (Gaudin & Caillere, 1990)

stroomsnelheid	waargenomen rivierdonderpadden
	n = 187
0-3 cm/s	48 %
3-10 cm/s	33 %
10-20 cm/s	11 %
20-30 cm/s	3 %
30-40 cm/s	4 %
>40 cm/s	1 %

Ook volgens andere auteurs prefereren rivierdonderpadden lage tot matige stroomsnelheden en ontbreken zij op plaatsen met een hoge stroomsnelheid (Bless, 1981; Copp, 1992; Brown, 1991; Korolev, 1991; Smyly, 1957 in Seeuws & van Liefveringhe 1998; Bohl & Lehmann, 1988). Toch zijn er ook dieren, zowel volwassen exemplaren als 0+ dieren in snelstromende (dwz. ± 1 m/s) waterlopen en stroomversnellingen gevonden (Sakari, 1969; Bless, 1981 in Seeuws & van Liefveringhe 1998). Knaepkens *et al.* (2002) vinden de grootste dichtheid aan rivierdonderpadden in het gereguleerde laaglandriviertje de Witte Nete op plaatsen waar het water het snelste stroomt (30-60 cm/s). Hier is de stroomsnelheid echter niet bepalend voor de aanwezigheid van de rivierdonderpad, maar de op die plaatsen aangebrachte steenbestorting rond brugpeilers. Blijkbaar is het voorkomen van geschikt substraat en geschikte schuilgelegenheid een belangrijkere factor voor de rivierdonderpad dan de stroomsnelheid en neemt hij, als hij weinig keuze heeft, zonodig hogere stroomsnelheden voor lief.

4.7 Waterdiepte

Rivierdonderpadden komen voor over een range van zeer ondiep water tot minimaal 20 meter. De diepte waarop zij voorkomen hangt vooral af van het type water waarin zij worden aangetroffen, de watertemperatuur, het type substraat en of er voldoende voedsel voorhanden is. In stromende wateren met geschikt substraat komen de rivierdonderpadden vooral voor op de ondiepe plaatsen tot ca 40 centimeter (Smyly,1957; Marquet,1959; Gaudin, 1981; Gaudin,1990; Waterstraat,1992). In de winter worden diepere delen opgezocht, terwijl in het voorjaar en zomer zij meer de oeverzone opzoeken, mits het water niet te veel opwarmt (Korolev,1991). In de Zieversbeek kwamen de meeste rivierdonderpadden voor op een waterdiepte van 10-15 cm (Gubbels,1997).

Over het gehele traject van Düsseldorf tot aan Emmerich zijn rivierdonderpadden gevonden in de Rijn (Schleuter,1991; Köhler *et al.*,1993). De rivierdonderpadden werden vooral op een diepte gevangen van 5-8 meter. Het substraat op dit traject is variabel en bestaat grotendeels uit kiezels (70-80%) en verder uit kleine en grotere stenen.

Smyly (1957) meende dat rivierdonderpadden schaars zouden zijn dieper dan 6-9 meter. In meren en rivieren kunnen rivierdonderpadden echter voorkomen tot op grote diepte. Crisp & Mann (1991) troffen eieren, larven en volwassen rivierdonderpadden aan in macrofaunavallen op 15-21 meter in een stuwmeer. De oevers werden door rivierdonderpadden juist gemeden, wat geweten werd aan een gebrek aan voedsel door de golfwerking in de oevers.

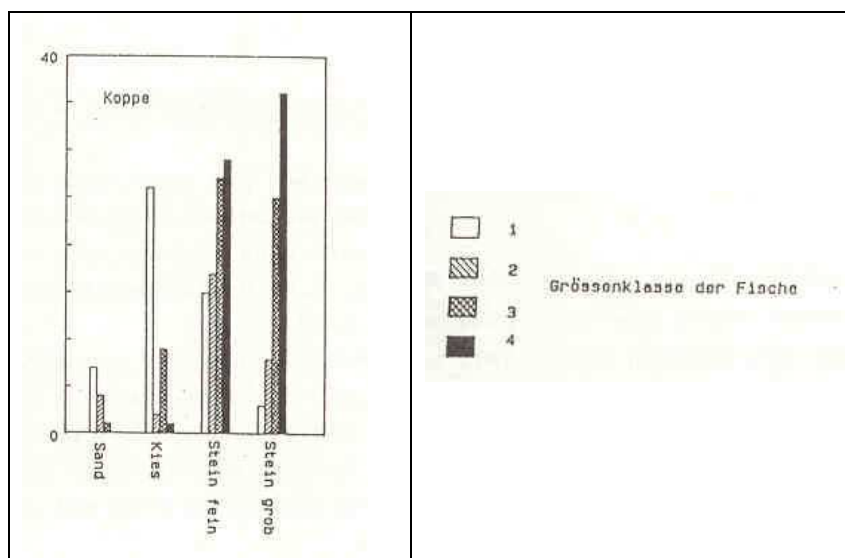
4.8 Bodemsubstraat

Rivierdonderpadden zijn voor hun voortplanting, opgroeimogelijkheden en voedselvoorziening afhankelijk van beschutting. Deze beschutting moet tevens als nest of schuilmogelijkheid kunnen dienen. De geschiktheid van het habitat voor rivierdonderpadden neemt toe naarmate het percentage beschutting toeneemt (Waterstraat, 1992). Beschutting wordt altijd gecreëerd achter een obstakel in het water. Rivierdonderpadden geven hierbij de voorkeur voor een kaal en kiezelig of stenig substraat, boven substraat met vegetatie, behalve als er niet genoeg schuilplaatsen bestaan. Ze worden zelden op een harde rotsachtige bodem of een bodem met slib aangetroffen (Brown,1991; Mann *et al.*,1984; Smyly,1957; Copp,1992 in Seeuws & van Liefferinge 1998). De dieren kiezen voor een maximum aan schuilplaatsen, en dit zijn meestal spleten en holten onder grote stenen. Hierbij bestaat een voorkeur voor platte stenen met een oppervlak van min. 20 cm² (Korolev,1991; Welton *et al.*,1993).

Tussen de jongste leeftijdsklasse en de oudere rivierdonderpadden bestaat een onderscheid in substraatvoorkeur. De dieren kiezen, afhankelijk van hun lichaamslengte, voor een substraatgrootte die optimale beschutting biedt (Bohl & Lehmann,1988). Volgens Bless (1983,1990) dient er om die reden een uitsortering van het sediment aanwezig te zijn op korte onderlinge afstand met korrelgroottes van 2-20 cm. Gubbels (1997) vond dat de lengte van de rivierdonderpad in ieder geval altijd kleiner was dan

die steen die als schuilgelegenheid diende. De gemiddelde diameter van stenen die als schuilplaats dienden was minimaal 10 cm en gemiddeld 15 centimeter. Dieren < 4 cm hadden een voorkeur voor grind met een diameter van 1-2 cm.

De verschillen in substraatvoorkeur onderstrepen het belang van een gevarieerd beekhabitat met een variatie aan substraataanbod voor rivierdonderpadden.



Figuur 4.1 Het voorkomen van grootteklassen van rivierdonderpadden in relatie tot de substraatgrootte (Bohl & Lehmann, 1988)

Rivierdonderpadden blijken ook goed gebruik te kunnen maken van kunstmatig (steen)substraat. Knaepkens *et al.* (2003) vinden rivierdonderpadden in de sterk gereguleerde Witte Nete alleen op plaatsen met steenbestorting. De dichtheid aan rivierdonderpadden in de Witte Nete is het hoogst in de steenbestorting rond brugpeilers. Bohl & Ferling (1994) kweekten met succes rivierdonderpadden in een aquarium. Stukken dakplaten van eterniet fungeerden als schuilplaats en paaisubstraat. Ook dakpannen kunnen als nestholte dienen (Knaepkens *et al.* 2004a).

Overig substraat en waterplanten

Rivierdonderpadden kunnen gevonden worden op zandig substraat en naast stenen kunnen ook takken, boomwortels, holle oevers en kommetjes als beschutting kunnen dienen (Waterstraat, 1992; Köhler *et al.*, 1993). Gubbels (1997) vond echter op zand- en slibafzettingen in het geheel geen rivierdonderpadden. Volgens Tomlinson & Perrow (2003) kunnen rivierdonderpadden alleen gevonden worden op dergelijke plaatsen wanneer in de rest van de rivier of beek genoeg stenig substraat aanwezig is.

**Tabel 4.7 Verdeling rivierdonderpadden in relatie tot de waterplanten-
bedekking (Gaudin & Caillere, 1990)**

waterplantenbedekking %	waargenomen rivierdonderpadden %
0-20 %	54 %
20-40 %	26 %
40-60 %	9 %
60-80 %	8 %
80-100 %	3 %

Rivierdonderpadden kunnen ook tussen de waterplanten voorkomen. Hyslop (1982) vond 0+donderpadden tussen kiezelsubstraat bedekt met *Ranunculus fluitans* en *R. aquatilis*. Gaudin & Caillere (1990) vonden een negatieve relatie tussen de waterplantenbedekking en de aanwezigheid van rivierdonderpadden. Rivierdonderpadden bewegen weinig, maar wanneer zij bewegen doen zij dit schoksgewijs, snel, en enkele meters in een rechte lijn. De aanwezigheid van waterplanten verhindert een dergelijke wijze van voortbewegen. Duidelijk is dat rivierdonderpadden een duidelijke voorkeur hebben voor stenig/kiezelig substraat, en dat zij alleen bij weinig keuze hun toevlucht zoeken tot andere schuilgelegenheden.

4.9 Waterkwaliteit

In het verleden is watervervuiling vaak als de hoofdoorzaak van de teruggang van de rivierdonderpad beschouwd. Watervervuiling is soms ook inderdaad aanwijsbaar de oorzaak geweest van het uitsterven van de soort. Higler & Repko (1981) melden dat bij de voortschrijdende organische vervuiling van de Hierdense beek in de zestiger jaren de rivierdonderpad werd teruggedrongen tot enkele snel stromende delen van de beek. Na een storting van bietenpulp in het bovenstroomse deel is de rivierdonderpad in deze beek uitgestorven. Ook in drie Zuid-Limburgse beken was watervervuiling een aanwijsbare oorzaak voor het uitsterven (de Nie 1996).

In saprobielijsten was de rivierdonderpad in het verleden ingedeeld in xeno- tot oligosaproob water, dat wil zeggen voedselarm water en water zonder organische verontreiniging (Hofer & Buche, 1991). Seeuws & van Liering (1998) melden op basis van literatuur dat rivierdonderpadden een voorkeur hebben voor wateren met een saprobie-index van <1 – 2 (oligo- tot β -mesosaproob, d.w.z. wateren zonder organische verontreiniging resp. met een verregaande mineralisatie van organische verontreiniging).

Er zijn rivierdonderpadden aangetroffen in de hoofdgeul van de Duitse Nederrijn, waar het water werd tijdens de monsternamen gekwalificeerd werd als β -mesosaproob tot α - β mesosaproob (kritisch belast), plaatselijk zelfs α -mesosaproob (sterk vervuild). Als mogelijke verklaring van de aanwezigheid van de –als gevoelig te boek staande – rivierdonderpad werd gegeven het feit dat in de Duitse Nederrijn bodemkwel optreedt, waardoor de waterkwaliteit aan de bodem beter zou zijn dan aan het oppervlak (Köhler *et al.*, 1993).

Er zijn echter verschillende aanwijzingen dat het niet altijd de watervervuiling zelf, als wel het verdwijnen van geschikt substraat door algengroei en de ophoping van slib als gevolg van de vervuiling een rol hebben gespeeld bij de achteruitgang of het verdwijnen van de rivierdonderpad. Niet alleen Marquet vond dat rivierdonderpadden vroeger massaal voorkwamen bij lozingspunten van organisch afval in ondiepe snelstromende delen van beken, volgens hem omdat juist hier veel waterpissebedden voorkwamen (Marquet, 1959). Ook Hofer & Bucher (1991) vonden grote dichtheden van rivierdonderpadden juist bij afvallozingen van een papierfabriek. Er werden zelf rivierdonderpadden aangetroffen in afvalstromen van slecht functionerende rioolzuiveringsinstallaties. Ook Utzinger *et al.* (1998) vinden rivierdonderpadden benedenstrooms van het lozingspunt van een rioolzuiveringsinstallatie. Rivierdonderpadden hebben blijkbaar een zekere tolerantie voor verlaagde zuurstofgehalten en een bepaalde hoeveelheid microverontreinigingen. Dat de rivierdonderpad goed kan gedijen in water dat voedselrijk is en daarnaast ook microverontreinigingen bevat blijkt ook uit zijn voorkomen in Nederland. Zowel in de grote rivieren als in diverse binnenwateren en het IJsselmeer kan hij zich goed handhaven. De huidige waterkwaliteit is blijkbaar niet beperkend voor zijn voorkomen.

Toch zal onder bepaalde omstandigheden, zeker in het verleden, ook de watervervuiling een rol gespeeld hebben bij het verdwijnen van de rivierdonderpad. Er is echter slechts weinig literatuur over de ecotoxicologie van de rivierdonderpad.

Hofer & Bucher concluderen uit histopathologisch onderzoek dat de leefomstandigheden in β -mesosaproob beter zijn dan in oligosaproob water. Mogelijk zijn zij daardoor in voedselrijk water daardoor resistenter voor vervuiling dan in voedselarm water. Uit experimenten is ook gebleken dat rivierdonderpadden resistenter zijn voor zink en fenol dan regenboogforellen.

Volgens Hofer & Bucher zijn de mannetjes gevoeliger voor vervuiling dan de vrouwtjes. Vrouwtjes hebben een bijna twee keer zo grote lever dan de mannetjes. Het relatieve gewicht van de lever van de mannetjes daalt tot ca. de helft in voedselarm en vervuild water (Hofer & Bucher, 1990 in Hofer & Bucher, 1991). Bij onderzoek aan rivierdonderpadden die blootstonden aan het effluent van een papierfabriek (o.a. zware metalen, fenolen en een hoge BOD) werden de levers geïnfecteerd en aangetast door parasieten (Bucher *et al.* 1992 a en b).

5 Visserij

5.1 Visserijbelang

Schlegel (1870) vermeldt dat de rivierdonderpad goed smaakt, maar dat hij slechts als hij veel voorkwam, door "arme lieden" werd gegeten. Hofer & Bucher (1991) melden dat in de 16^e en 17^e eeuw de rivierdonderpad werd gewaardeerd om zijn smaak en zelfs aan het hof werd gegeten. Hieruit blijkt dat in vroeger tijden rivierdonderpadden onder bepaalde omstandigheden werden bevestigd en mogelijk zelfs werden gekweekt ten behoeve van consumptie.

Momenteel heeft de rivierdonderpad voor de sport- en de beroepsvisserij geen enkele waarde. Er zijn meldingen van het gebruik van de rivierdonderpad als levend aas in de sportvisserij in Finland en Groot-Brittannië (zie §3.2). Als gevolg van de opname van de rivierdonderpad in bijlage II van Europese Habitatrichtlijn is dit echter inmiddels verboden binnen de gehele Europese gemeenschap.

5.2 Vangsttechnieken

De rivierdonderpad heeft een verborgen levenswijze: de meeste activiteit vertoont hij in de schemering en 's nachts. Overdag houdt hij zich schuil onder stenen. In grof substraat kan hij zelfs doordringen tot 60 cm diep (Adamicka, 1987 in Hofer & Bucher, 1991).

Hierdoor is het mogelijk dat bij bemonsteringen van de visstand overdag, met bijvoorbeeld een boomkor de rivierdonderpad, ondanks zijn aanwezigheid, niet wordt gevangen of dat zijn aanwezigheid wordt onderschat.

In beken of in de oeverzone van grotere wateren kan de rivierdonderpad gevangen worden met behulp van een elektrisch schepnet. Mann (1971) meldt dat de vangstefficiëntie bij elektrisch vissen voor de rivierdonderpad, vergeleken met forel, minder is. De populatieschattingen voor de rivierdonderpad hadden een veel grotere onbetrouwbaarheid van die van de forel. Een reden voor het feit dat de rivierdonderpad op deze wijze moeilijker te vangen is dan andere vissoorten is mogelijk de afwezigheid van een zwemblaas: op het moment dat de vis daadwerkelijk wordt verdoofd zakt hij direct weer terug naar de bodem (pers. meded. G. Gerlach OVB). Een laag doorzicht is om die reden eveneens een complicerende factor bij het vangen van de rivierdonderpad (Knaepkens *et al.*, 2004).

Op kleine schaal kunnen rivierdonderpadden met een eenvoudig schepnet worden gevangen worden door stenen op te lichten waaronder zijn aanwezigheid wordt vermoed.

Het feit dat de rivierdonderpad niet eenvoudig te vangen is, kan in de praktijk leiden tot het over het hoofd zien van de vis, of het onderschatten van de populatiedichtheid.

5.3 Merktechnieken t.b.v. onderzoek

Bruyndoncx *et al.* (2001) onderzochten twee merktechnieken bij de rivierdonderpad om, in het kader van de soortbescherming kennis te vergaren over de soort;

- Met een transponder (grootte: 12 x 2.1 mm)
- Injectie van 3 mm groot verschillend gekleurde en fluorescerende merktekens

Beide methoden bleken succesvol, dat wil zeggen dat in het laboratorium geen sterfte optrad en praktisch geen verlies van merktekens of transponders. In het veld werden hoge terugvang-percentages gevonden (tot 54%). Voor het transponderen diende de vis een minimale grootte van 70mm te hebben.

6 Bedreigingen

6.1 Belangrijkste habitatkenmerken

In de voorgaande hoofdstukken zijn op basis van literatuuronderzoek de verspreiding en het gedrag van de rivierdonderpad beschreven, evenals de belangrijkste milieuparameters voor deze vis. In veel Europese literatuur wordt de rivierdonderpad beschreven als een soort die kenmerkend is de forelzone, d.w.z. snelstromend, helder, koel en schoon water, onbelast met organische stoffen en microverontreinigingen. Hier zijn meerdere redenen voor.

Het zijn juist dit soort wateren waar het voorkomen van de rivierdonderpad op verontrustende wijze sterk achteruitging of waar hij zelfs geheel is verdwenen. De rivierdonderpad kreeg bovendien veel aandacht, omdat hij als een mogelijke concurrent van salmoniden werd beschouwd. Aangezien salmoniden in de sportvisserij en vanuit commercieel oogpunt gezien hoger in aanzien staan dan de rivierdonderpad is dus veel onderzoek gedaan naar de rivierdonderpad in stromend water.

De belangrijkste reden echter, dat de rivierdonderpad voorkomt in stromend water is de gebleken voorkeur voor stenen als schuilgelegenheid en nestholte. Dergelijke stenen komen in een natuurlijke situatie voor in voedselarme, snelstromende en koude beken en riviertjes. Het bestaande beeld, dat de rivierdonderpad daarmee ook kenmerkend is voor koel, helder en onbelast water, klopt echter niet.

De rivierdonderpad wordt inmiddels ook veelvuldig aangetroffen in allerlei andere typen (ook niet of minder snel stromende) wateren, waarvan de inrichting én de waterkwaliteit in meer of mindere mate door menselijk handelen is beïnvloed. Dit feit, samen met onderzoek van een aantal auteurs naar de leefstrategie van de rivierdonderpad wijzen er op dat de rivierdonderpad een veel grotere tolerantie heeft ten opzichte van veel milieuparameters dan algemeen is aangenomen. Alles wijst er op te wijzen dat twee hoofdfactoren, in combinatie met elkaar, van invloed zijn op het voorkomen en overleven van de rivierdonderpad:

6.1.1 Schuilgelegenheid en nestholtes

Eerst en vooral is de aanwezigheid van schuilgelegenheid in de vorm van stenen nodig voor de rivierdonderpad: het maakt daarbij niet uit of het natuurlijke grindig en stenig materiaal betreft dan wel kunstmatige steenbestorting of ander hard materiaal. Voorwaarde is wel dat er voldoende grote stenen en holtes aanwezig zijn waarin of waaronder de rivierdonderpad zich overdag kan schuilhouden en die tevens kunnen dienen als nestholte om de eieren in af te zetten. Belangrijk is het daarbij dat er geen slibophoping kan plaatsvinden of algengroei optreedt op en tussen de stenen. Bij slibophoping of algengroei is het mannetje, immers in zijn eentje verantwoordelijk voor de broedzorg, niet meer in staat de eieren voldoende schoon te waaieren. De eieren hebben veel zuurstof

nodig en het is waarschijnlijk dat het broed zich niet kan ontwikkelen bij slibophoping of algengroei als gevolg van zuurstofgebrek en beschimmeling. Geschikte schuilgelegenheid en nestholtes zijn te vinden zowel in snelstromende bovenlopen als in meer benedenstrooms gelegen rivieren en meren waar oevers en brugpeilers worden verdedigd door middel van steenstort.

6.1.2 De voedselrijkdom van het water

Rivierdonderpadden passen hun reproductieve strategie aan in afhankelijkheid van de productiviteit van het water. In productieve wateren bereiken alle rivierdonderpadden na het eerste jaar levensjaar seksuele rijpheid en de wijfjes leggen meerdere eiklompjes per jaar. De levensverwachting is in productieve wateren laag, maar groeisnelheid en populatiedichtheid zijn relatief hoog. In voedselarme wateren echter, wordt een groot deel van de rivierdonderpadden pas in het tweede of derde jaar seksueel rijp. De rivierdonderpadden produceren in voedselarm water maar één eiklompje per jaar. De levensverwachting is hoog, maar groeisnelheid en populatiedichtheid zijn laag.

Met andere woorden: in voedselrijke waterlopen hebben donderpadden een snelle voortplantingscyclus en een hoge productie, die ten koste gaat van de levensduur van het individu. In voedselarme wateren is er een langzame voortplantingscyclus met een langere levensduur en een lage productie. Ook zijn er aanwijzingen dat rivierdonderpadden in voedselrijker water beter bestand zijn tegen een zekere mate van vervuiling van de dieren in voedselarm water.

Uitwisselingsexperimenten tussen een voedselarme en een voedselrijke beek wijzen erop dat de rivierdonderpad zijn voortplantingsstrategie grotendeels direct aanpast aan de plaatselijke milieuomstandigheden. Dit duidt erop dat het verschil in voortplantingsstrategie tussen beekpopulaties en populaties in grote wateren geen genetische basis heeft en dat zij tot één en dezelfde populatie behoren.

6.2 De rivierdonderpad in Nederland

Het gegeven dat de rivierdonderpad enerzijds sterk afhankelijk is van schone schuilstenen en nestholtes en anderzijds zich wat voortplantingsstrategie betreft aanpast aan de plaatselijke voedselrijkdom betekent door de Nederlandse situatie het volgende;

6.2.1 Grote wateren

De oevers van grote meren en rivieren biedt tegenwoordig goede levenskansen voor de rivierdonderpad. Kribben, brugpeilers en oevers met steenbestorting bieden veel schuilgelegenheid en nestholtes. Door de beweging van het water in de oeverzone (lange strijklengtes van de windgolven door scheepvaart, stroming langs brugpeilers) vindt geen ophoping van slib of algengroei plaats, waardoor de eieren zich goed kunnen ontwikkelen. In de rivieren en meren is het water voedselrijk, waarvan de rivierdonderpad goed kan profiteren in de vorm van een hoge productiviteit en, mogelijk ook hoge populatiedichtheden.

De reden dat de rivierdonderpad pas de laatste decennia een toename laat zien in deze wateren (terwijl de steenbestortingen vaak van vroeger

datum zijn) heeft mogelijk te maken met de verbetering van de waterkwaliteit na de invoering van de WVO in 1970. Hoewel de rivierdonderpad een grotere tolerantie voor de waterkwaliteit lijkt te hebben dan aanvankelijk werd aangenomen, heeft deze tolerantie ook zijn grenzen. Plaatselijke optredende lage zuurstofgehaltes, sterke (blauw)algengroei en giflozingen in grote wateren zullen in het nadeel van de rivierdonderpad zijn geweest. Een toename van het aantal waarnemingen van rivierdonderpadden wijst erop dat de verbeterde waterkwaliteit niet meer een beperkende factor vormt in deze typen wateren.

6.2.2 Beken

Anders is de situatie in de zijbeken van Rijn en Maas. Afhankelijk van hun ligging waren deze beken van oorsprong meer of minder voedselarm en verschillende van deze beken hadden tevens een geschikte bedding voor de rivierdonderpad in de vorm van grindig/stenig substraat. Dit bood voor de rivierdonderpad in het verleden een goed habitat. Deze beekpopulaties waren echter om meerdere redenen, veel kwetsbaarder dan populaties uit meer voedselrijkere benedenstrooms gelegen milieus. Die kwetsbaarheid heeft allereerst te maken met zijn overlevingsstrategie in de vorm een langzame groei en lage reproductiesnelheden in voedselarm water. Als gevolg van beeknormalisaties en een verslechtering van de waterkwaliteit in de jaren vijftig en zestig konden de populaties van rivierdonderpadden niet overleven. In een aantal gevallen heeft de invloed van directe lozingen van organische stoffen of microverontreinigingen een rol hebben gespeeld bij de verdwijning van de rivierdonderpad. Maar ook zonder dat sprake was van directe giftige lozingen nam door diffuse verontreiniging de voedselrijkdom toe. Doordat de beken tegelijkertijd werden genormaliseerd (rechttrekken en aanleg van stuwen) veranderde het stromingsregime, traden regelmatig lage zuurstofgehaltes op en ontstond er een verhoging van de sliblast. Hierdoor werd ook de benodigde schone schuil- en nestgelegenheid voor de rivierdonderpad aangetast.

Een andere reden voor zijn kwetsbaarheid in kleine stromende wateren als beken is gelegen in de lage mobiliteit van de rivierdonderpad. Als een populatie eenmaal verdwenen is in een beek of beektraject zal rekolonisatie langzaam, of, bij gebrek aan goed functionerende vis-trappen, zelfs helemaal niet optreden. In de kleinschalige beken, waarin zich vaak veel stuwten bevinden op korte afstand van elkaar, is het voor de rivierdonderpad veel moeilijker zich te verspreiden dan in de groot-schaliger wateren benedenstrooms.

Een herstel van populaties van rivierdonderpadden in zijn oorspronkelijke leefgebied is dan alleen mogelijk door beekherstel. Een herstel van oorspronkelijke stromingsregime en voldoende migratiemogelijkheden hebben hierbij de hoogste prioriteit. In die beeksystemen waar de rivierdonderpad is uitgestorven is herintroductie een te overwegen optie, omdat de mogelijkheden van een terugkeer op eigen kracht voor de rivierdonderpad zeer beperkt zijn.

Nawoord

Al langere tijd is er discussie over de rivierdonderpad. De indruk bestond dat er twee vormen van de rivierdonderpad voorkomen: de kwetsbare vorm die in beken wordt aangetroffen en een vrij algemene minder gevoelig vorm die in de grote rivieren en stilstaande wateren wordt aangetroffen.

Kort na het gereedkomen van dit kennisdocument werd meer bekend over de achtergrond van deze ecologische verschillen. Uit genetisch onderzoek is recent gebleken dat er door kruisingen en terugkruisingen (in de natuur) een nieuwe soort is ontstaan: *Cottus perifretum*. Deze soort weet zich geleidelijk vanuit de monding van de Schelde en de Rijn weer te verbreiden. De kwetsbare beekvariant zou volgens deze theorie een andere soort zijn met de naam *Cottus rhenanus*, welke de oorspronkelijke bewoner is van het Maas- en Rijnstroomgebied.

Cottus gobio zou volgens dit scenario helemaal niet voorkomen in Nederland (Nolte *et al.*, 2005, Freyhof *et al.*, 2005).

Deze informatie is nog niet verwerkt in het voorliggende kennisdocument. Er wordt naar gestreefd het kennisdocument van de Rivierdonderpad aan de hand van deze nieuwe gegevens binnenkort te herzien.

W. van Emmerik,
september 2007.

Literatuur

- Adamicka, P. (1991). Schicksal einer durchschnittlichen Koppe (*Cottus gobio* L.) im Lunzer Seebach. Österreichs Fischerei 44; pp.162-164.
- Adamicka, P. (1987). Nahrungsuntersuchungen an der Koppe (*Cottus gobio* L.) im Gebiet von Lunz. Österreichs Fischerei 40: pp. 8-10.
- Andreasson, S. (1971). Feeding habits of the sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm, Sweden, 51, 5-30.
- Bertorelle G., A. Bizassa & A. Marconato (1997). Computer simulation suggests that the spational distribution of males influences female visiting behaviour in the river bullhead. Ethology 103; pp. 999-1014.
- Bless, R. (1981). Untersuchungen zum Einfluß von Gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. Natur und Landschaft, 56, 7/8: pp. 243-252.
- Bless, R. (1983). Untersuchungen zur Substratpräferenz der Groppe. Linnaeus 1758 (Pisces Cottidae). Senckenbergiana Biol., 63 (3/4); pp. 161-165.
- Bless, R. (1990). Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). Natur und Landschaft 65, Heft 12; pp. 581-585.
- Bohl, E. & R. Lehmann (1988). Zur Bedeutung der struktur von fließgewässern für das fischleben. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes, heft 46; Erhaltung, renaturierung und schaffung van fischgewässern: pp. 27-41. Hamburg; Deutschen Fischerei-Verband.
- Bohl, M. & H. Ferling (1994). Vermehrung und Aufzucht der Mühlkoppe/ Koppe/ Groppe (*Cottus gobio* L.) im Aquarium sowie Aspecten des Artenschutzes. Fischer und Teichwirt 45 (8); pp.296-297.
- Brown, L.R. (1991). Differences in habitat choice and behavior among three species of sculpin (*Cottus*) in artificial stream channels. Copeia 3: pp. 810-819.
- Bruyndoncx L., G. Knaepkens, W. Meeus, L. Bervoets & M. Eens (2002). The evaluation of passive integrated transponder (PIT) tags and visible elastomer(VIE) marks as new marking techniques for the bullhead. Journal of Fish Biology 60; pp. 260-262.
- Bucher, F. R. Hofer & M. El-Matbouli (1992a). Prevalence and pathology of *Zschokkella nova* (Myxosporea) in the liver of bullhead *Cottus gobio* from a polluted river. Diseases of Aquatic Organisms 14: pp.137-142.
- Bucher F., R. Hofer & W. Salvenmoser (1992b). Effects of treated paper mill effluents on hepatic morphology in male bullhead (*Cottus gobio* L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23; pp. 410-419.
- Butz, I. & M. Rydlo (1996). Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nörderlichen Mühlviertels (Oberösterreich). Österreichs Fischerei 49; pp. 11-26.
- Copp, G.H. (1992). An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in a lowland rivwer catchment. Oecologia, 91: pp. 338-345.
- Copp, G. H., S. Warrington & Q. de Bruine (1994). Comparision of diet in bullhead, *Cottus gobio* and stone loach, *Barbatula barbatula* in a small

- English lowland river. *Folia Zoologica* 43 (2): pp. 171-176.
- Crisp, D.T., R.H.K. Mann & J.C. McCormack (1974). The population of fish at Cow green, Upper Teesdale, before impoundment. *J. of Applied Ecol.* 11: pp. 969-996.
- Crisp, D.T., R.H.K. Mann & J.C. McCormack (1978). The effects of impoundment and regulation upon the stomach content of fish at Cow Green, Upper Teesdale. *J. Fish. Biol.* 12; pp. 287-301.
- Crisp D.T. & R.H.K. Mann (1991). Effects of impoundment on populations of bullhead *Cottus gobio* L. and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.), in the basin of Cow Green Reservoir. *Journal of Fish Biology* 38; pp. 731-740.
- Crombaghs, B.H.J.M., R.W. Akkermans, R.E.M.B. Gubbels & G. Hoogerwerf (2000). Vissen in Limburgse beken; de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- Degerman E. & M. Appelberg (1992). The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution* 78; pp.149-155.
- Degerman E., & B. Sers (1994). The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater Fish* 3: pp. 116-122.
- Downhower J.F., P. Lejeune, Ph. Gaudin & L. Brown (1990). Movements of the Chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (102): pp. 119-126.
- Elliott J.M. & J.A. Elliott (1995). The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biology* 33; pp. 411-418.
- Elvira, B. (1996). Endangered freshwater fish of Spain. In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds.) *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhauser Verlag Basel, pp. 55-62.
- Fox, P.J. (1978). Preliminary observations on different reproduction strategies in the bullhead (*Cottus gobio* L.) in northern and southern England. *J. Fish Biol.* 12; pp. 5-11.
- Freyhof, J., M. Kottelat & A. Nolte, 2005. Taxonomic diversity of european *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 16(2): 107-172
- Gaudin, P. (1981). Éco-ethologie d'un poisson benthique, le Chabot, *Cottus gobio* L. (Cottidae); Distribution, alimentation et rapports avec la truite, *Salmo trutta* L. Thèse de l'Université Claude-Bernard, Lyon.
- Gaudin P. & L. Caillere (1990). Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37 (1-2); pp. 81-93.
- Gaumert, P. (1986). Kleinfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim. 71 pp.
- Guan, R-Z, & P.R. Wiles (1997). Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11: pp. 641-647.
- Gubbels, R.E.M.B. & W.P.A.M. Hendrix (1993). Verspreiding van het bermpje, de rivierdonderpad en de elrits in de Gulp. *Natuurhistorisch maandblad* 82 (9); pp. 190-196.
- Gubbels R.E.M.B. (1997). Schuilplaatskeuze van de rivierdonderpad in de Zieversbeek. *Natuurhistorisch Maandblad* 86 (8); pp. 201-206.
- Higler L.W.G. & F.F. Repko (1981). The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macro-invertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21; pp. 1077-1083.

- Hofer R. & F. Bucher (1990). Ökotoxikologische Untersuchungen an Koppen. BM für Umwelt, Jugend und Familie..
- Hofer R. & F. Bucher (1991). Zur Biologie und Gefährdung der Koppe. Österreichs Fischerei 44; pp. 158-161.
- Holčík, J. (1996). Vanishing freshwaterfish species of Slovakia. In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds.). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Basel; Birkhauser Verlag, pp. 79-88.
- Hyslop E.J. (1982). The feeding habits of 0+ stone loach, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and bullhead, *Cottus gobio* L. J. Fish Biol. 21; pp. 187-196.
- Jørgensen, L., P.-A. Amundsen, H.-M. Gabler, M. Halvorsen, J. Erkinaro & E. Niemelä (1991). Spatial distribution of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and bullhead (*Cottus gobio* L.) in lotic and lentic habitats of a diversified watercourse in northern Fennoscandia. Fisheries research 41: pp. 201-211.
- Kainz, E. & H.P. Gollmann (1989). Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). Österreichs Fischerei 42: pp. 204-207.
- Keith, P. & J. Allardi (1996). Endangered freshwater fish: The situation in France. In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds.). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhauser Verlag Basel, pp. 35-54.
- Klein Breteler J.P.G. & G.A.J. de Laak (2003). Lengte-gewicht relaties Nederlandse vissoorten. Deelrapport I, versie 2. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, OVB-rapport nummer OND00074.
- Knaepkens, G., L. Bruyndoncx, L. Bervoets & M. Eens (2002). The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). Ecology of Freshwater Fish 11: pp. 203-206.
- Knaepkens, G., L. Bruyndoncx, & M. Eens (2004a). Assesment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. Ecology of Freshwater Fish 13; pp. 317-322.
- Knaepkens, G, L. Bervoets, E. Verheyen & M. Eens (2004b). Relationship between populationsize and genetic diversity in indangered populations of the European bullhead (*Cottus gobio*): implications for conservation. Biological Conservation 115: pp. 403-410.
- Köhler, C., A. Lelek & W. G. Cazemier (1993). Die Groppe (*Cottus gobio*) im Niederrhein; Merkwürdigkeit oder etablierter Bestandteil der Fischartengemeinschaft? Natur und Museum, 123 (12); pp. 373-386.
- Koli, L. (1969). Geographical variation of *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae) in Northern Europe. Ann. Zool. Fennici 6 : pp. 353-390.
- Korolev, V.V. (1991). The common sculpin *Cottus gobio*, of the Upper Pechora River Basin. Journal of Ichthyology 31 (5); pp. 36-41.
- Kottelat, M. (1997). Heuristic checklist of the freshwaterfishes of Europe (exclusive of former USSR), an introduction of non-systematics and comments on nomenclature and conservation. Biologia 52 / suppl 5.:pp. 1-271.
- Ladich F. (1989). Sound production by the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Cottidae Teleostei). Journal of Fish Biology 35: pp. 531-538.
- Ladich F. (1990). Vocalisation during agonistic behaviour in *Cottus gobio* L. (Cottidae); an acoustic threat display. Ethology 84; pp.193-201.
- Lelek, A. (1987). The freshwater Fishes of Europe; threatened Fishes of

- Europe. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Lelek, A. & G. Buhse (1992). Fische des Rheins – früher und heute-. Centre Naturopa des Europarats, Straßburg. Berlin Heidelberg; Springer-Verlag.
- Lusk, S. (1996). The status of the fish fauna in the Czech Republic. In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds.). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhauser Verlag Basel, pp. 89-98.
- Maitland, P.S. & R.N. Campbell (1992). Freshwater Fishes of the British Isles. Harper Collins, London.
- Maitland, P.S. (1995). Freshwater fish of annexes II en IV of the EC Habitats directive (92/43/EEC). Final report. Stirling.
- Mann, R.H.K. (1971). The populations, growth and production of fish in four small streams in southern England. Journal of Animal Ecology 40; pp. 155-190.
- Mann, R.H.K., C.A. Mills & D.T. Crisp (1984). Geographical variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish. In : Potts & Wootton (eds); Fish Reproduction; Strategies and Tactics. London, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. Hoofdstuk 10: pp. 171-185.
- Mann, R.H.K. (1989). Fish population dynamics in the river Frome, Dorset. Regulated rivers, Research and Management 4; pp. 165-177.
- Mann, R.H.K. & J. Blackburn (1991). The age, growth and reproduction of the eel (*Anguilla anguilla* L.) in a Dorset chalk stream. Hydrobiologia 213: pp. 146-155.
- Marconato A. & M.B. Rasotto (1983). Mating preferences of the female river bullhead, *Cottus gobio* (Cottidae, teleosti). Boll. Zool., 50: pp. 51-54.
- Marconato A. & A. Bisazza (1988). Mate choice, egg cannibalism and reproductive success in the river bullhead, *Cottus gobio* L. 33; pp. 905-916.
- Marconato A., A. Bisazza & M. Fabris (1993). The cost of parental care and egg cannibalism in the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). Behav. Ecol. Sociobiol 32: pp. 229-237.
- Marquet, P.L. (1959). Vissen van Zuid-Limburg; 2; de Rivierdonderpad (*Cottus gobio*). Natuurhistorisch Maandblad 49 (1-2); pp. 7-9.
- Mills, C.A. & R.H.K. Mann (1983). The bullhead *Cottus gobio*, a versatile and succesfull fish. Annual Reports of the Freshwater Biological Association 51: pp 76-88.
- Ministerie van LNV (2004). Besluit Rode Lijsten flora en fauna.
- Morris, D. (1964). The reproductive behaviour of the river bullhead (*Cottus gobio* L.), with special reference to the fanning activity. Behaviour, 7 (1); pp. 1-32.
- Moyle, P.B. (1977) In defense of sculpins. Fisheries. 2 (1): pp. 20-23.
- Müller, K. (1960). Beitrag zur Systematik und Verbreitung von *Cottus gobio* L. und *Cottus poecilopus* Heckel. Kungl. Fysiografiska Sällskapets I Lund Förhandlingar. 30 (8): pp. 57-66.
- De Nie, H.W. de (1996). Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. Doetinchem: Media Publishing. ISBN 90-801413-5-6.
- Nie, H.W. de (1997). Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland; voorstel voor een Rode Lijst Stichting Atlas Verspreiding Nederlandse Zoetwatervissen, Nieuwegein.
- Nie, H.W. de & G. van Ommering (1998). Bedreigde en kwetsbare

- zoetwatervissen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Nikolski, G.W. (1957). Spezielle Fischkunde: 1-632. VEB Deutscher verlag der Wissenschaften, Berlijn.
- Nijssen H. & S.J. de Groot (1987). De vissen van Nederland. Hoogwoud: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging III; Natuurhistorische bibliotheek van de KNNV, nr 43. ISBN 90-5011-006-1.
- Nolte, A.W., J. Freyhof, K.C. Stemshorn & D. Tautz. An invasive lineage of sculpins, *Cottus* sp. in the Rhine with new habitat adaptations has originated from hybridisation between old phylogeographic groups. Proceedings of the Royal Society FirstCite Early Online Publishing (www.journals.royalsoc.ac.uk).
- Nybelin O. (1958) Några resultat av Naturhistoriska Museets undersökningar över svenska sötvattensimpor.- Götenborgs Musei Årstryck 1958; 32-56 .
- OVB (1986). Cursus vissoorten deel 2. Hoofdstuk L; De beschermde vissoorten pp. 72-84. Nieuwegein.
- Patzner, R.A., S. Fischer & R. Riehl (2001). Die Eier heimischer Fische, 13 : Mühlkoppe - *Cottus gobio* (Linnaeus,1758) (Cottidae). Österreichs Fischerei 54; pp. 50-54.
- Peters, B., H. van Buggenum, R. Gubbels, J. Hermans & A. Ovaa (1999). Flora en fauna van het Geuldal. Natuurhistorisch Maandblad 88 juli 1999.
- Philippart, J.C. (1979). A study of the fish population in three oligotrophic trout streams in the upper Roer basin. (Belgium). Bulletin of the Royal Society of Liege 48: pp. 212-227.
- Pihlaja, O., E. Niemelä & J. Erkinaro (1998a). Introduction and dispersion of the bullhead *Cottus gobio* L., in a sub-Arctic salmon river in northern Finland. Fisheries Management and Ecology 5; pp. 139-146.
- Pihlaja, O., M. Julkunen, E. Niemelä & J. Erkinaro (1998b). Changes in the density of introduced bullhead, *Cottus gobio* L., and its impact on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., densities in a sub-Arctic salmon river in northern Finland.
- Povž, M. (1996). The red data List of the freshwater lampreys (Cyclostomata) and fishes (Pisces) of Slovenia. In: A. Kirchhofer & D. Hefti (eds.). Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhauser Verlag Basel, pp. 63-72.
- Prenda J. P.D. Armitage & A. Grayston (1997). Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. Journal of Fish Biology 51: pp. 64-79.
- Redeke, H.C. (1941). De fauna van Nederland X (Pisces). Sijthoff's, Leiden.
- Sakari, K. (1969). Growth and age distribution of some fish species in the river Paimionjoki, Southwestern Finland. Ann Zool. Fenn., 6: pp. 87-93
- Scheinert P. (2004). Parasiten von Kleinfischarten (2); *Apatemon cobitidis* – ein Parasit der Mühlkoppe (*Cottus gobio*). Fischer & Teichwirt 55 3/04; pp. 569-570
- Schlegel, H. (1870). De Visschen. In: Natuurlijke Historie van Nederland. G.L. Funke Amsterdam.
- Schleuter M. (1991). Nachweis der Groppe (*Cottus gobio*) im Niederrhein. Fischökologie 4; pp. 1-6.

- Schreiber, A., R. Engelhorn & M. Riffel (1998). Auswirkungen der Flußgeschichte von Rhein, Neckar, Doubs und Donau auf die populationsgenetik von Gropen (*Cottus gobio*) und Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) in Südwestdeutschland. Verhandl. der Gesell. für Ichthyologie 1 : pp. 185-202.
- Schwevers U. & B. Adam (1998). Zum Einfluß des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die Fischbestände der Ahr (Rheinland-Pfalz). Österreichs Fischerei 51: pp. 198-210.
- Seeuws P. & C. van Liefferinge (1998). Ecologie en habitatpreferentie van beschermde vissoorten; Soortbeschermingsplan voor de rivierdonderpad. Min. van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afdeling Natuur.
- Semmekrot S. (1993). Habitat Geschiktheid Index model; de rivierdonderpad (*Cottus gobio* L.). OVB Nieuwegein.
- Späh, H. & W. Beisenherz (1982/84). Beitrag zur verbreitung und ökologie der Groppe (*Cottus gobio*, L. Pisces) in Ostwestfalen und im Kreis Osnabrück (Niedersachsen). Verhandl. Ges. Ökol. Bern, Göttingen (1/2); pp. 617-626.
- Spiess R. & A. Waterstraat (1991). Zur Besiedlung der thüringischen Ulster und ihrer Nebengewässer mit Fischen und wirbellosen Benthosarten. Artenschutzreport 1: pp. 18-23.
- Smyly, W.J.P. (1957). The life history of the bull-head or Miller's thumb (*Cottus gobio* L.). Proc. Zool. Soc. 128: 431-453.
- Straškraba, M., J. Čihar, S. Franks & V. Hruška (1966). Contribution to the problem of food competition among the sculpin, minnow and brown trout. J. Anim. Ecol. 35: pp.303-312.
- Tomlinson, M.L. & M.R. Perrow (2003). Ecology of the Bullhead. Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology Series no. 4. English Nature, Peterborough.
- Utzinger, J., C. Roth & A. Peter (1998). Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. Journal of Applied Ecology 35; pp. 882-892.
- Wanzenböck, J. B. Lahnsteiner & K. Maier (2000). Pelagic early life phase of the bullhead in a freshwater lake. Journal of Fish Biology 56: pp.1553-1557.
- Waterstraat, A. (1990). Anmerkung zur Sekundärproduktion von Fischen des Rithrals. Acta hydrochim.hydrobiol. 18 (3): pp. 299-306.
- Waterstraat, A. (1992). Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. Limnologica 22 (2); pp. 137-149.
- Welton, J.S., C.A. Mills & E.L. Rendle (1983). Food and habitat partitioning in two small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. Arch. Hydrobiol. 97: pp. 434-454.
- Welton, J.S., C.A. Mills & J. R. Pygott (1991). The effect of interaction between the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) and the bullhead *Cottus gobio* (L.) on prey and habitat selection. Hydrobiologia 220; pp. 1-7.
- Williams, R. & M.F. Harcup (1986). Fish production in some River EBBW tributaries. Pol Arch. Hydrobiol. 33 (3/4): pp. 319-332
- Vandelannoote, A., R.Yseboodt, B. Bruylants, R. Verheyen, J. Coeck, J. Maes, C. Belpaire, G. van Thuyne, B. Denayer, J. Beyens, D. de

Charleroy & P. Vandenabeele (1998). Atlas van de Vlaamse Beek- en riviervissen. Water-Energik-vLario (WEL), Wijnegem.

In deze reeks verschenen:

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



Sportvisserij Nederland
Postbus 162
3720 Ad Bilthoven