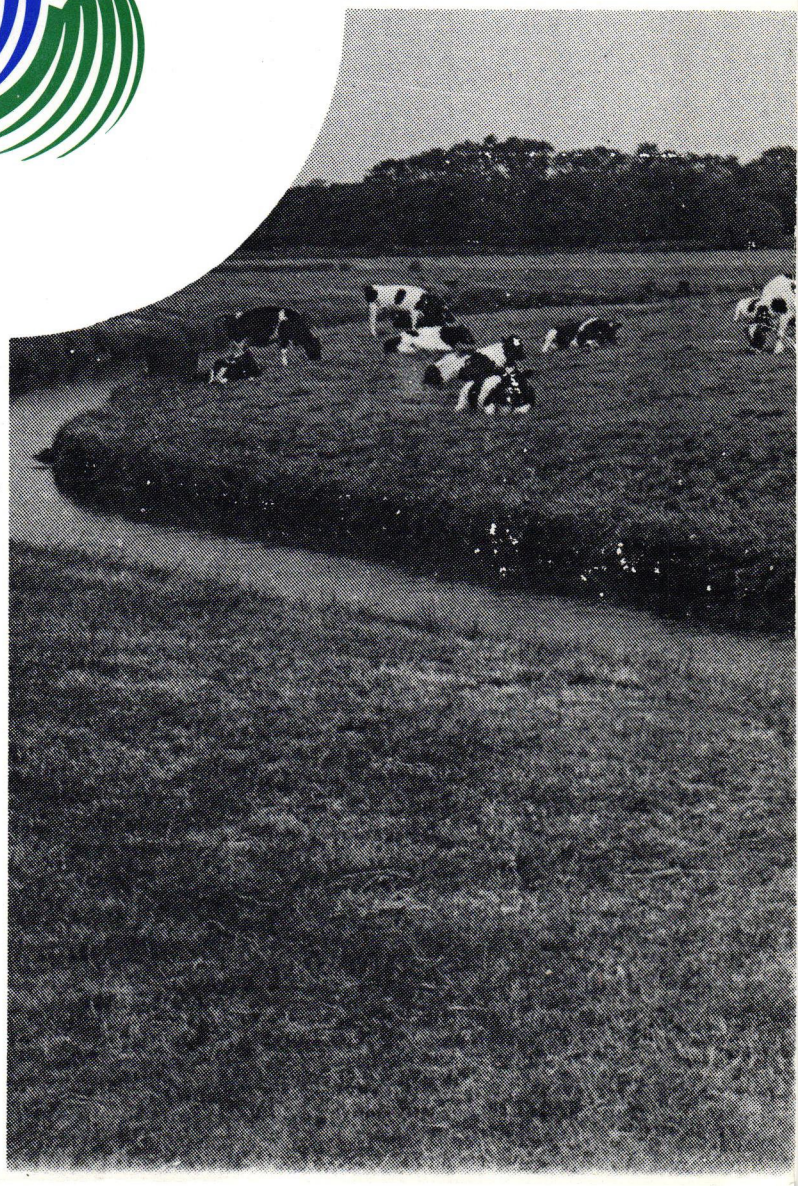
Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek

Migratie van beekmacrofauna en beekvissen

Migreerbaarheid van een gesloten of open afleiding van de Schuitenbeek

P.F.M. Verdonschot

ibn-dlo



IBN-rapport 237
ISSN: 0928-6888

Migratie van beekmacrofauna en beekvissen

Migreerbaarheid van een gesloten of open afleiding van de Schuitenbeek

P.F.M. Verdonschot

IBN-rapport 237

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)
Wageningen

ISSN: 0928-6888
1996

INHOUD

VOORWOORD 5
SAMENVATTING 7
1 INLEIDING 9
2 PROBLEEMSTELLING EN DOEL 10
3 OPZET EN WERKWIJZE 11
4 HET SCHUITENBEEKSYSTEEM 13
4.1 Korte beschrijving van het stroomgebied van de Schuitenbeek 13
4.2 Actuele en potentiële macrofauna van het Schuitenbeeksysteem 15
4.3 Actuele en potentiële visfauna van het Schuitenbeeksysteem 19
5 VERSPREIDINGSBARRIÈRES 21
5.1 Inleiding 21
5.2 Verspreidingsbarrières; duikers 22
5.3 Verspreidingsbarrières; stilstaande wateren en moerassen 26
6 MIGRATIE VAN MACROFAUNA 28
6.1 Inleiding tot migratie van macrofauna (verspreidingsecologie) 28
6.2 Drift; stroomafwaartse verspreiding van macrofauna 30
6.3 Stroomopwaartse verspreiding van macrofauna 33
6.3.1 Stroomopwaartse verspreiding via de lucht 34
6.3.2 Stroomopwaartse verspreiding via water 36
6.3.3 Stroomopwaartse verspreiding via land 37
6.3.4 Stroomopwaartse verspreiding via 'gastheren' 38
6.4 Zijdelingse en lokale beweging van macrofauna 39
6.5 Verbreiding 40
7 MIGRATIE VAN VISSEN 42
7.1 Inleiding tot vismigratie 42
7.2 Kenmerken van vis in relatie tot migratie 45
7.2.1 Oriëntatievermogen, rheotaxis en licht 45
7.2.2 Migratiegedrag en- periode 46
7.2.3 Fysieke capasiteiten 46
7.3 Typen vismigratie 48
7.3.1 Paaimigratie 48
7.3.2 Compensatiemigratie 49
7.3.3 Fouragemigratie 49

7.3.4 Seizoensmigratie 49
7.4 Biotoop en verbreiding 50
8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN INRICHTING MONDING SCHUITENBEEKSYSTEEM 53
8.1 Conclusies uit het voorgaande 53
8.1.1 Schuitenbeeksysteem 53
8.1.2 Verspreidingsbarrières 54
8.1.3 Macrofauna 56
8.1.4 Vissen 57
8.2 Gesloten of open afleiding 58
8.3 Open water, delta- of moerasontwikkeling 60
9 LITERATUUR 63
BIJLAGEN 73

VOORWOORD

Migratie van beekmacro-evertebraten en beekvissen is voor Nederlandse laaglandbeken nog nauwelijks onderzocht. Toch worden veel vragen over passeerbaarheid van kunstwerken gesteld. In het beekherstel is een tendens waar te nemen van het spreken over vispassages naar de term faunapassage. Vispassages vinden hun wortels in het in grote rivieren passeerbaar maken van kunstwerken voor ana- en katadrome soorten. Op regionale en lokale schaal is deze gedachte overgenomen. Het is echter een interessante vraag na te gaan in hoeverre deze gedachte berust op kennis. Inzicht in de regionale en lokale problematiek van migratie/verbreiding en barrières kan leiden tot een meer doelgerichte aanpak en oorzaak-effect gerichte oplossingen.

Dit literatuuronderzoek is uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied. Bij de studie wordt steeds ingezoomd op de problematiek rond de herinrichting van de monding van de Schuitenbeek. Een aantal gevonden verschijnselen kan echter ook in bredere zin worden toegepast.

Om een zichtbare scheiding aan te geven tussen theorie en literatuurstudie versus conclusies ten aanzien van de Schuitenbeek zijn de laatste steeds per paragraaf herkenbaar in een apart blok opgenomen.

De macrofaunagegevens van Schuitenbeek en Hierdense beek zijn beschikbaar gesteld door het Zuiveringsschap Veluwe in de persoon van Marjolein Koopmans. Speciale dank gaat uit naar Harry Tolkamp voor het gebruik en beschikbaar stellen van titels uit Hynes' bibliografie. Verder zijn door Ed Troeleman en Lex Raat verscheidene literatuurbestanden doorzocht. Harro Reeders becommentarieerde het concept rapport. Martin van den Hoorn en Tjeerd-Harmen van den Hoek stelden tabellen en bijlagen samen.

SAMENVATTING

Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied is in het kader van het waterkwaliteitsbeheer van het Wolderwijd-Nuldernauw voornemens de Schuitenbeek af te leiden in de richting van het Eemmeer via een afgedamd gedeelte van het Nuldernauw.

Bij de afleiding van de Schuitenbeek worden twee varianten onderscheiden; een open en een gesloten afleiding. In het geval van een gesloten afleiding wordt voorzien in de aanleg van een duiker met een terugslagklep die uitmondt op het Nijkerkernauw. Bij een open afleiding blijft er een open verbinding met het Nuldernauw, een duiker wordt dan niet aangelegd. Bij zowel de gesloten als de open afleiding wordt de (ten dele) afgedamde monding van de Schuitenbeek heringericht. Herinrichting kan plaatsvinden in de vorm van open water, een moeras of een delta (moeras met hoofdstroom). Op de mate van passeerbaarheid in relatie tot de gesloten of open afleiding met alle genoemde inrichtingsvarianten wordt hierna ingegaan.

Het doel van dit project is "het in beeld brengen van het migratiegedrag van de actuele en potentiële beekfauna van de Schuitenbeek ter beantwoording van vragen t.a.v. de passeerbaarheid van de nieuw in te richten monding".

Om deze doelstelling te realiseren is gekozen om een advies uit te brengen op basis van expert judgement, zoveel mogelijk onderbouwd met literatuurverwijzingen. Hiertoe is literatuur verzameld en op basis van de aanwezige expertise geïnterpreteerd.

Ten eerste is de actuele en potentiële fauna van het Schuitenbeeksysteem in beeld gebracht. Hieruit zijn als doelsoorten de karakteristieke rheofiele beekmacro-evertebraten en beekvissen geselecteerd.

De toekomstige verspreidingsbarrières zijn omschreven (duiker, delta/moeras) in termen van relevante kenmerken die migratiebelemmerend zouden kunnen zijn voor de karakteristieke rheofiele beekfauna. Voor macrofauna is de barrièrewerking van de duiker van matig belang, voor beekvissen echter van groot belang.

Uit de studie blijkt dat allerlei aspecten van migratie en verbreiding van macrofauna verschillen ten opzichte van vis.

Beekmacrofauna is voor een beperkt aandeel afhankelijk van verbreiding via het water, migratie is nauwelijks van belang. Verbreiding is nodig gezien de kansen op calamiteiten alsmede om toekomstig beekherstel niet bij voorbaat te doen mislukken. De milieu-omstandigheden in het Nuldernauw zijn geschikt om verbreiding vanuit de Hierdense beek mogelijk te maken.
Beekvismigratie moet op soortsniveau worden bekeken. De meeste karakteristieke beekvissen van het Schuitenbeeksysteem zijn bedreigd. Voor karakteristieke soorten uit de bovenlopen is verbreiding en compensatiemigratie van

belang. Voor karakteristieke soorten uit de midden- en benedenlopen is paai- en seizoensmigratie essentieel.

Bij de keuze tussen een gesloten en open afleiding zijn alternatieven voor de keuze van de duiker voorhanden, maar verdient de open afleiding duidelijk de voorkeur. Deze voorkeur wordt nog sterker als de potentiële fauna in de weging wordt betrokken.

Bij de herinrichting van de (ten dele) afgedamde monding van de Schuitenbeek verdient een delta (moeras met hoofdstroom) de voorkeur boven open water of volledig moeras.

1 INLEIDING

Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied is in het kader van het waterkwaliteitsbeheer van het Wolderwijd-Nuldernauw voornemens de Schuitenbeek af te leiden in de richting van het Eemmeer via een eventueel te ontwikkelen moerasgebied gelegen tussen Nulde en Nijkerkersluis. De Schuitenbeek is momenteel de grootste aanvoerpost van fosfaat naar het Wolderwijd-Nuldernauw. Een afleiding van deze fosfaatstroom via een moeras zou een aanzienlijke verbetering in de waterkwaliteit kunnen opleveren voor het Veluwerandmeer, terwijl het effect op het sterk verontreinigde Nijkerkernauw respectievelijk Eem-Gooimeer gering wordt geacht. Hiertoe worden twee varianten onderscheiden:

1. een volledig gesloten afleiding, waarbij de afleidingsdam aansluit op de Nijkerkersluis en het afleidingsbekken via een duiker wordt verbonden met het Eemmeer;
2. een open afleiding, waarbij de afleidingsdam door loopt tot vlak voor de Nijkerkersluis en er een open verbinding met het Wolderwijd-Nuldernauw blijft.

Nog dit jaar (1996) wil de Stuurgroep van het BOVAR-project (BOVAR = bestrijding overmatige algengroei in de randmeren) een besluit nemen welke variant zal worden uitgevoerd. Daarbij wordt het natuuraspect meegenomen, waaronder de effecten van beide varianten op het beekecosysteem. Tevens wordt aandacht besteed aan de inrichting van het in de toekomst binnen de afleidingsdam gelegen randmeergedeelte, de zogeheten Delta Schuitenbeek.

2 PROBLEEMSTELLING EN DOEL

Ten behoeve van dit project luidt de concrete vraag van Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied "Welke effecten op het beekecosysteem zijn te verwachten van een gesloten respectievelijk een open afleiding van de Schuitenbeek, en welke afleidingsvariant heeft de minst negatieve gevolgen voor het beekecosysteem?".

Een volledig gesloten dan wel een open afleiding kan gevolgen hebben voor het beekecosysteem, met name voor de beekmacrofauna en de beekvissen. Bij de gesloten afleiding is sprake van een duiker over een lengte van meer dan 100 meter die hoogstwaarschijnlijk niet passeerbaar is voor vis? En hoe staat het met de passeerbaarheid voor de macrofauna? Een afleiding via een moeras levert hoogstwaarschijnlijk een delta op? Houdt deze delta zichzelf a.g.v. piekafvoeren open? Is een delta cq. moeras als deze migreerbaar voor beekfauna? Al deze vragen kiezen de monding van de Schuitenbeek als ingang en elke variant in ontwerp brengt deelvragen met zich mee.

Omgekeerd kunnen de vragen ook vanuit de beekfauna worden gesteld. Hoe staat het met het migratiegedrag van de actuele en potentiële beekfauna van de Schuitenbeek? Wat zijn de natuurlijke verspreidingsmechanismen? Welke seizoensmigratie treedt op zoals bijvoorbeeld voor de winde? Wat is het minimum overlevingsoppervlak (beeklengte) zonder migratie mogelijkheden? Kunnen potentiële doelsoorten de Schuitenbeek in de toekomst bereiken?

Kern van beide typen vragen draait om kennis van het migratiegedrag van de relevante beekfauna. Het doel van dit project is ***"het in beeld brengen van het migratiegedrag van de actuele en potentiële beekfauna van de Schuitenbeek ter beantwoording van vragen t.a.v. de passeerbaarheid van de nieuw in te richten monding".***

3 OPZET EN WERKWIJZE

Gezien de beschikbare middelen is gekozen om een advies uit te brengen op basis van expert judgement, zoveel mogelijk onderbouwd met literatuurverwijzingen. In hoofdlijn worden de volgende stappen voorgestaan:

Stap 1: Het verzamelen van bestaande gegevens van de macrofauna en de vissen van de Schuitenbeek en het kiezen van doelsoorten en/of doelgroepen, indien mogelijk in relatie tot het streefbeeld van de Schuitenbeeksysteem binnen een planperiode van 20 jaar.
Stap 2: Het voor beekmacrofauna en vissen verzamelen en beschrijven van het migratiegedrag op basis van bestaande kennis (literatuur, eigen en andere expertise).
Stap 3: Het aangeven van de ecologische consequenties en het doen van aanbevelingen ten aanzien van de inrichting van de monding van de Schuitenbeek onder genoemde inrichtingsvarianten.

Voor het verzamelen van literatuur is gebruik gemaakt van de volgende ingangen:
- Hynes' bibliography on the ecology of running waters met updates tot augustus 1991 (uitgevoerd door H.H. Tolkamp, Zuiveringschap Limburg te Roermond)
- literatuurbestand van de Organisatie voor de Binnenvisserij (uitgevoerd door A.J.P. Raat, O.V.B. te Nieuwegein)
- PUDOC zoekactie (uitgevoerd door E. Troeleman, Pudoc te Wageningen)
- doorzoeken in beschikbare literatuur

Hynes' bibliografie is doorzocht onder de codes 'benthos upstream movement' (16) en 'effects of man: construction & improvement' (60c). De zoekactie onder code 16 en code 60c leverde respectievelijk 126 en 203 titels, waarvan respectievelijk 58 en 38 relevant. De PUDOC zoekactie is uitgevoerd in AGRALIN (literatuurbestand Landbouwuniversiteit en DLO-instituten), Biosis, ASFA (aquatic sciences and fisheries abstracts), Zoological records, Sci-search, CAB (centre for agricultural and biosciensis) en CCOD (current contents on disc). De zoekactie van de OVB is uitgevoerd en gerapporteerd door Raat (1996).

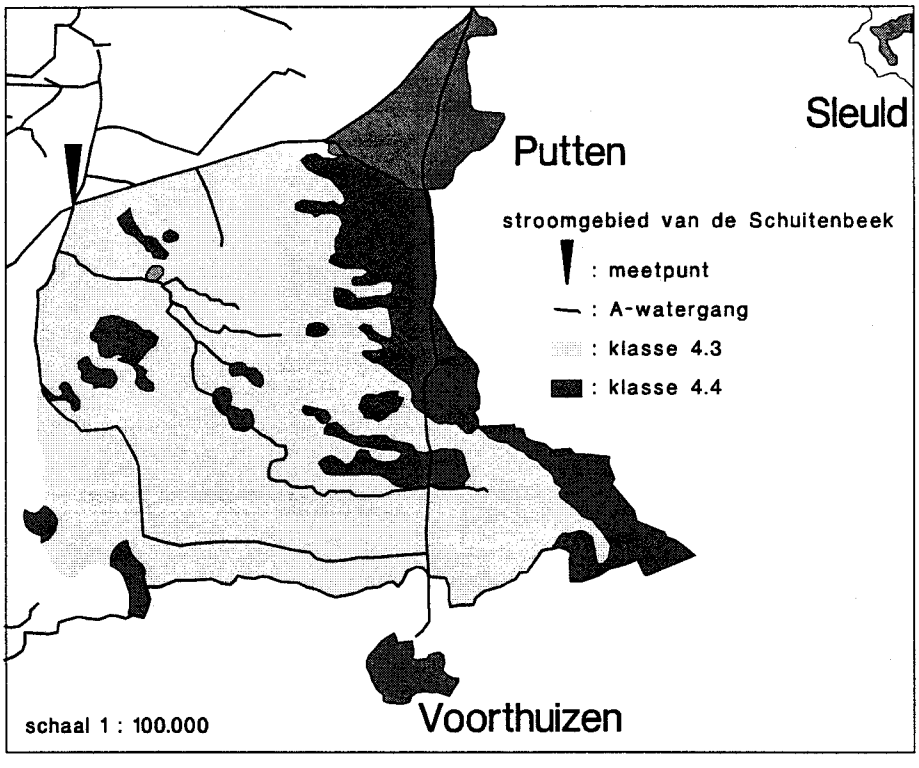
De volgende trefwoorden, als gehele woord (enkel- en meervoud) of deelwoord in betreffende bestanden, zijn gehanteerd:
groep 1. river, stream, brook, water stream, lotic, running water
groep 2. invertebrate, macroinvertebrate, fauna, macrofauna, macroevertebrate, benthos, zoobenthos, fish, pisces
groep 3. upstream, upstream movement, passage, barrier, weir, culvert, dam, dammed, fishway, fishpassage, impounding/-ment, homing, homerange
Gezocht is met de vertalingen van deze woorden in het engels, duits, frans, spaans en nederlands. De combinatie van sleutelwoorden uit groep 1, 2 en 3 leverde 90 unieke titels. Echter na doornemen van titel en abstract bleven 14 relevante titels over die zijn aangevraagd. Een tweede zoekactie voegde aan

groep 1 het trefwoord freshwater toe, groep 2 werd beperkt tot invertebrate, macroinvertebrate, benthos, zoobenthos, fauna, macrofauna, fish en pisces. Groep 3 bevatte recolonization, migration, dispersion, distribution, barrier, weir, culvert, dam, dammed, fishway, fishpassage, impounding/-ment, homing, homerange, radius, range action. Deze zoekactie leverde 250 titels waarvan 31 relevante zijn aangevraagd.

4 HET SCHUITENBEEKSYSTEEM

4.1 Korte beschrijving van het stroomgebied van de Schuitenbeek

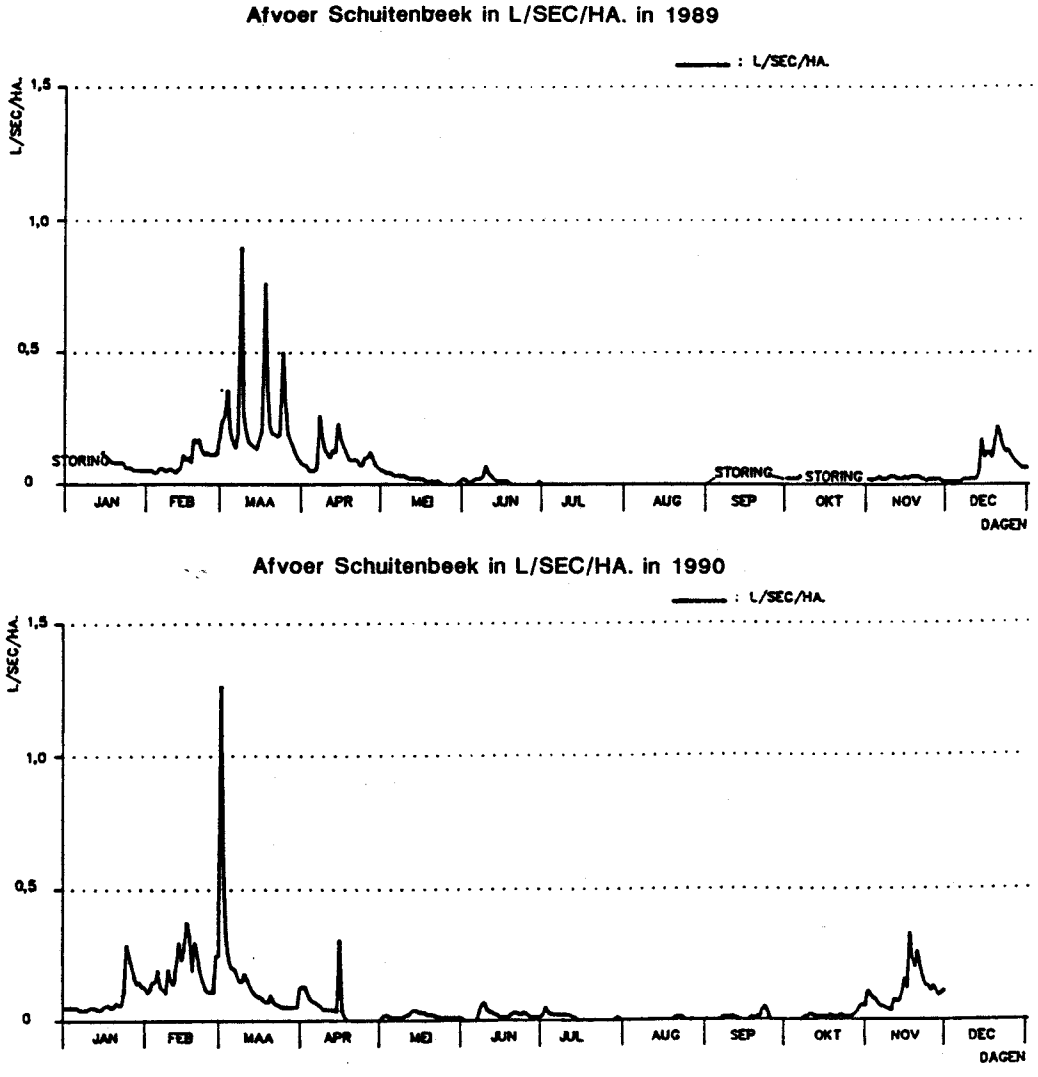
Het stroomgebied van de Schuitenbeek omvat de Schuitenbeek en de Veldbeek (figuur 1). Het gebied is begrensd tussen Putten, Voorthuizen, Nijkerk en het Nuldernauw. Het gehele stroomgebied daalt geleidelijk in noordwestelijke richting (12-15 m + NAP in het zuidoosten; 2.5 m + NAP bij de samenstroming Veldbeek-Schuitenbeek); rond NAP bij de monding). De hoogteverschillen in het gebied en daarmee het verval van de beken is relatief klein. De lengte van het beeksysteem van bron tot monding is hemelsbreed 7.5 km. Het totale intrekgebied bedraagt ongeveer 6.800 ha (Van Laar et al. 1992). In het stroomgebied komen zuidoost-noordwest gerichte dekruggen voor. De Veldbeek stroomt door een vrij vlakke laagte tussen deze dekzandruggen. De Appelsche maalschap vormt de huidige bovenloop van de Schuitenbeek en is een gegraven watergang parallel aan de Veldbeek. De middenloop van de Schuitenbeek loopt in noordelijke richting en doorkruist de dekzandruggen. De benedenloop van de Schuitenbeek ligt in een vlak, laagliggend weidegebied. Vrijwel het gehele stroomgebied ligt in het dekzand, de bodem is opgebouwd uit leemarm, fijnzand (naar Oosterloo & Pex 1981).



Figuur 1. Geografisch overzicht van het Schuitenbeeksysteem.

Schuitenbeek en Veldbeek zijn beide typische laaglandbeken. In perioden met veel neerslagoverschot kunnen hoge afvoeren (hoge stroomsnelheden) optreden. In perioden met een neerslagtekort stagneert de afvoer en treedt in de bovenlopen droogvalling op. Over de jaren 1989 en 1990 was het debiet bij de monding gemiddeld 0,191 m^3/s, met fluctuaties van 0 m^3/s tot 3,86 m^3/s. Figuur 2 illustreert het afvoerpatroon van het Schuitenbeeksysteem. De Schuitenbeek is een genormaliseerde, deels beschoeide beek. De Veldbeek heeft een grotendeels natuurlijk lengte- en dwarsprofiel.

Het beeksysteem ontvangt discontinu effluent van een zuiveringsinstallatie van een conservenfabriek. Vanuit Putten wordt via zijwatergangen periodiek overstortwater uit de gemeentelijke riolering geloosd. Vanuit de landbouw vindt een sterke afspoeling van stikstof en fosfaat plaats. Plaatselijk zijn nog huishoudelijke lozingen aanwezig (naar Koopmans 1992).



Figuur 2. Het afvoerpatroon van het Schuitenbeeksysteem.

4.2 Actuele en potentiële macrofauna van het Schuitenbeeksysteem

Om de actuele en potentiële fauna van het Schuitenbeeksysteem in beeld te krijgen is gebruik gemaakt van gegevens beschikbaar gesteld door het Zuiveringsschap Veluwe. In 1981 heeft een meer uitgebreide inventarisatie van het Schuitenbeeksysteem plaats gevonden door Oosterloo & Pex (1981). In 1992 is door Koopmans een trendanalyse op de macrofauna uitgevoerd over de periode 1980 t/m 1991. Een totaal overzicht van de in het Schuitenbeek aangetroffen macrofauna is opgenomen in bijlage 1. Uit dit overzicht zijn de rheofiele (=stromingsminnende) beekbewonende macrofaunasoorten geselecteerd op basis van mate van stromingsminnend karakter (Verdonschot 1990). Deze soorten zijn genoemd in tabel 1.

Om de potentiële migratie van macrofauna vanuit een ander beeksysteem naar het Schuitenbeeksysteem te beschrijven komt de karakteristieke fauna van de Hierdense beek het meest in aanmerking. Koopmans (1992) heeft voor de Hierdense beek een lijst samengesteld die eveneens in tabel 1 is opgenomen.

Om een indruk te krijgen van de verspreidingsmechanismen van de karakteristieke macrofauna van de Schuitenbeek is eveneens in tabel 1 een indicatie voor het verspreidingsmechanisme opgenomen. De achtergrond van deze indicatie is uitgewerkt in hoofdstuk 6 (met name paragraaf 6.).

Tabel 1. Rheofiele macrofauna van de Schuitenbeek en karakteristieke macrofauna van de Hierdense beek => potentiële macrofauna van het Schuitenbeeksysteem.

VM	ST	TAXON	80-84	85-90	90-nu	Koopmans 80-92	Higler (mond. med.)
		MOLLUSCA (slakken en tweekleppigen)					
	N	Marstoniopsis scholtzi				+	
	N	Potamopyrgus jenkinsi				+	
	4	Ancylus fluviatilis				+	
	4	Pisidium amnicum					+
		TRICLADIDA (platwormen)					
	2	Dendrocoelum lacteum					+
		OLIGOCHAETA (borstelwormen)					
	2	Aulodrilus pluriseta					+
	2	Rhyacodrilus coccineus					+
	2	Stylodrilus heringianus					+
	5	Nais alpina					+
		HIRUDINAE (bloedzuigers)					
	2	Dina lineata				+	
	3	Trocheta bikowskii					+
		CRUSTACEA (kreeftachtgen)					
S	5	Gammarus pulex	+	+		+	
		COLEOPTERA (waterkevers)					
	5	Dryops luridus	+	+			

VM	ST	TAXON	80-84	85-90	90-nu	Koopmans 80-92	Higler (mond. med).
S	5	Elodes minuta (larve)	+				+
	5	Potamonectes depressus	+	+			
	5	Stictotarsus duodecimpustulatus	+			+	
	5	Deronectus latus				+	
S	5	Limnius volckmari				+	
	5	Platambus maculatus				+	
S	5	Elmis aenea				+	
	5	Orectochilus villosus				+	
		ODONATA (libellen)					
	5	Calopteryx virgo					+
		HETEROPTERA (wantsen)					
	5	Gerris najas					+
	5	Sigara hellensi					+
	4	Notonecta maculata	+		+		
S	5	Velia caprai	+		+	+	
		PLECOPTERA (steenvliegen)		+			
	5	Amphinemura sp.					+
	-	Nemoura dubitans					+
	5	Nemoura cinerea	+	+	+	+	
	-	Nemoura avicularis				+	
	5	Nemurella picteti					+
		NEUROPTERA (gaasvliegen)					
	5	Osmylus fulvicephalus				+	
	3	Sisyra fuscata					+
		MEGALOPTERA (slijkvliegen)					
	N	Sialis fuliginosa					+
		EPHEMEROPTERA (eendagsvliegen)					
S	5	Baetis vernus	+	+		+	
	5	Baetis tracheatus					+
	4	Ephemera danica		+		+	
	4	Leptophlebia marginata				+	
	2	Leptophlebia vespertina				+	
	2	Caenis horaria				+	
	2	Caenis robusta				+	
		TRICHOPTERA (kokerjuffers)	+	+			
	5	Beraeodes minutus	+		+		
	5	Halesus radiatus/digitatus	+			+	
	4	Limnephilus lunatus	+				+
	4	Limnephilus flavicornis		+	+	+	
	5	Anabolia nervosa		+			+
S	5	Potamophylax rotundipennis		+			+
	5	Stenophylax permistus	+				
	5	Micropterna sequax					+
	5	Plectrocnemia conspersa	+			+	
	5	Polycentropus irroratus				+	
	5	Sericostoma personatum					+
	3	Athripsodes cinereus					+

VM	ST	TAXON	80-84	85-90	90-nu	Koopmans 80-92	Higler (mond. med.)
	4	Tinodes assimilis					+
	4	Lype reducta				+	
	4	Lype phaeopa					+
	5	Goera pillosa				+	
	5	Silo nigricornis				+	
	5	Hydropsyche pellucidula				+	
	5	Hydropsyche angustipennis					+
	3	Glyphotaelius pellucidus				+	
	4	Limnephilus rhombicus				+	
S	N	Chaetopteryx villosa				+	
		TANYPODINAE (vedermuggen)	+	+	+		
	4	Apsectrotanypus trifascipennis	+		+	+	
	4	Conchapelopia cf.	+	+	+		
	4	Macropelopia nebulosa			+		
	4	Macropelopia sp.	+	+	+		
	4	Zavrelimyia sp.	+			+	
		ORTHOCLADIINAE (vedermuggen)	+	+	+	+	
	5	Brillia modesta	+			+	
	5	Brillia longifurca				+	
	5	Diplocladius cultriger	+	+	+		
D	5	Eukiefferiella claripennis agg.	+	+		+	
D	5	Eukiefferiella gr. discoloripes	+			+	
	5	Odontomesa fulva	+	+		+	
	4	Orthocladius sp.	+	+	+		
	4	Prodiamesa olivacea	+	+	+	+	
	5	Rheocricotopus fuscipes		+		+	
	2	Thiennemanniella flaviforceps agg.				+	
	2	Thiennemanniella clavicornis agg.				+	
		Epoicocladius brevipennis agg.				+	
	N	Nanocladius rectinervis				+	
	2	Corynoneura lobata				+	
	5	Diplocladius cultriger				+	
	3	Limnophyes sp.				+	
	3	Metriocnemus hirticollis agg.				+	
	N	Pseudosmittia arrenaria				+	
	4	Potthastia longimanus				+	
		CHIRONOMINI (vedermuggen)					
	-	Polypedilum pedestre				+	
	2	Paracladopelma laminata agg.				+	
	4	Paracladopelma nigritula agg.				+	
	2	Parachironomus gr. arcuatus				+	
	1	Stictochironomus maculipennis				+	
	1	Tribelos intextus				+	
		LIMNOBIIDAE (langpootmuggen)					
	4	Dicranota bimaculata	+	+	+	+	
	4	Dicranota sp.	+				
	4	Helius sp.		+			
	3	Limnophila				+	

VM	ST	TAXON	80-84	85-90	90-nu	Koopmans 80-92	Higler (mond. med.)
		SIMULIIDAE (kriebelmuggen)	+	+			
D	5	Simulium argyreatum	+				+
	5	Eusimulium cf latipes					+
D	5	Odagmia ornata	+				
		PISCES (vissen)					
S	5	Noemacheilus barbatulus	+	+	+	+	
	4	Cottus gobio				+	
	5	Lampetra planeri					+
	4	Salmo trutta fario					+

Legenda: ST = stroomsnelheidsindex van 1 = geen - 5 = hoog, N = niet geklassificeerd; VM = verbreidingsmigratie: S = stroomopwaarts via het water, D = drift

Deze lijst is enigzins onevenwichtig opgebouwd in verhouding tot Nederlandse laaglandbeken in het algemeen. Ondanks de beperking in de data geeft het toch een indicatie voor de toestand van het Schuitenbeeksysteem.

Samenvattend bestaat de voorlopige potentiële macrofauna van het Schuitenbeeksysteem uit vertegenwoordigers van de volgende groepen, tevens worden ter vergelijking per macrofaunagroep vertegenwoordigers gegeven van halfnatuurlijke boven- en middenlopen in Nederland (Verdonschot, 1990):

MACROFAUNA-GROEP	Schuitenbeek aantal taxa	Nederland boven- en middenlopen (gemiddeld) aantal taxa
Mollusca (slakken en tweekleppigen)	4	15
Tricladida (platwormen)	1	1
Oligochaeta (borstelwormen)	4	16
Hirudinae (bloedzuigers)	2	8
Crustacea (kreeftachtgen)	1	3
Coleoptera (waterkevers)	9	18
Odonata (libellen)	1	3
Heteroptera (wantsen)	4	8
Plecoptera (steenvliegen)	5	2
Neuroptera (gaasvliegen)	2	0
Megaloptera (slijkvliegen)	1	1
Ephemeroptera (eendagsvliegen)	7	4
Trichoptera (kokerjuffers)	22	19
Tanypodinae (vedermuggen)	5	8
Orthocladiinae (vedermuggen)	18	16
Chironomini (vedermuggen)	6	16
Tanytarsini (vedermuggen)	-	4
Limnobiidae (langpootmuggen)	3	1
Simuliidae (kriebelmuggen)	3	2
Diptera (overigen)	-	8
Acarida (spinachtigen)	-	14

4.3 Actuele en potentiële visfauna van het Schuitenbeeksysteem

De vissen van het Schuitenbeeksysteem zijn geïnventariseerd door Van Laar et al. (1992) in een overzicht van de visfauna over de periode 1970-1978. Een samenvattend beeld is opgenomen in tabel 2.

De volgende soorten migreren vanuit het randmeer naar de Schuitenbeek ten behoeve van het vinden van een paaiplaats: winde, blankvoorn, en snoek (mogelijk ook baars en brasem). Soorten die zich in de Schuitenbeek zelf voortplanten zijn: kleine modderkruiper, bermpje, tiendoornige stekelbaars, rivierdonderpad. De driedoornige stekelbaars overwintert in groter water en ook de rivierdonderpad trekt in de winter naar dieper water, mogelijk het randmeer. De rivierdonderpad komt overigens in grote getalen in het randmeer voor. De rivierdonderpad kan een bodemval van 30 cm in het Schuitenbeek waarschijnlijk niet passeren en bevindt zich alleen benedenstrooms hiervan (Van Laar 1992).

Tabel 2. Visfauna van het Schuitenbeeksysteem.

periode	**1970-1978**	**1989-1991**
rheofiele soorten van bovenlopen		
Noemacheilus barbatulus (bermpje)	+	+
Cottus gobio (rivierdonderpad)	+	+
rheofiele soorten van benedenlopen		
Leuciscus idus (winde)	+	+
eurytope soorten		
Anguilla anguilla (aal)	+	+
Abramis brama (brasem)		+
Rutilus rutilus (blankvoorn)	+	+
Esox lucius (snoek)	+	+
Gasterosteus aculeatus (driedoornige stekelbaars)	+	+
Pungitius pungitius (tiendoornige stekelbaars)	+	+
Perca fluviatilis (baars)	+	+
Gymnocephalus cernuus (pos)		+
limnofiele soorten		
Rhodeus sericeus (bittervoorn)		+
Cobitis taenai (kleine modderkruiper)	+	+

In totaal komen in Nederland 34 vissoorten in beeksystemen voor (De Nie 1996). Twaalf van deze soorten zijn in het Schuitenbeeksysteem aangetroffen, waarvan er slechts drie rheofiel zijn. In termen van percentueel aandeel in recente vangsten zijn de belangrijkste soorten: blankvoorn, bermpje, drie- en tiendoornige stekelbaars, baars en riviergrondel. De mate van actuele zeldzaamheid is opgenomen in bijlage 2. Opvallend is dat tegenwoordig geen enkel beeksysteem in Nederland anadrome soorten zoals zalm, zeeforel, rivierprik

en zeeprik bevat. Waarschijnlijk voldoen de Nederlandse beken niet als paai- en opgroeigebied voor deze soorten (Semmekrot 1992).

Gezien de actuele maar eveneens de potentiële milieuomstandigheden in het Schuitenbeeksysteem worden geen sterk rheofiele soorten (salmoniden) verwacht. De bovenstroomse beekgedeelten van het Schuitenbeeksysteem zijn potentieel geschikt voor vooral kleinere rheofiele vissoorten: bermpje, rivierdonderpad, beekprik en elrits begeleid door drie- en tiendoornige stekelbaars en eventueel riviergrondel. De stekelbaarzen worden niet als doelsoort gezien. Beekprik en elrits zijn wat betreft waterkwaliteit en beekkarakter zeer kritisch. Beekforel, die tot 1967 in de Hierdense beek voorkwam, is vooralsnog niet te verwachten. De midden- en zeker de benedenloop van het Schuitenbeeksysteem zijn potentieel geschikt voor rheofiele soorten van grotere stromende wateren: kopvoorn, winde en serpeling het belangrijkste naast de binnen de planperiode minder te verwachten barbeel, sneep en kwabaal. De drie eerst genoemde kunnen als doelsoorten worden beschouwd. Begeleidend treden hier blankvoorn, baars, snoek en brasem op.

Samenvattend ziet de potentiële visfauna van het Schuitenbeeksysteem in de planperiode er als volgt uit:

bovenloop	**middenloop**		**benedenloop**
beekprik	<riviergrondel>		winde
rivierdonderpad	serpeling		(sneep)
bermpje		<kopvoorn>	(kwabaal)
	(<elrits>)		

< > neigend naar naast liggende groep; () minder te verwachten

Voor de karakteristieke soorten uit de bovenloop geldt dat migratiemogelijkheden in de monding van de Schuitenbeek aanwezig moeten zijn ten behoeve van hun verbreiding. Voor de soorten uit midden- en benedenloop is de seizoensmigratie de reden voor een optimale passeerbaarheid.

5 VERSPREIDINGSBARRIÈRES

5.1 Inleiding

Enerzijds zijn verspreidingsbarrières een natuurlijk gegeven, zoals omgevallen bomen en wortelformaties die leiden tot natuurlijke watervallen met name in bovenlopen van beken. Maar anderzijds zijn het tegenwoordig veel voorkomende kunstmatige structuren. Mede op basis van een opsomming van Pechlaner (1986) kunnen de volgende fysische en chemische barrières worden genoemd:

1 bodemvallen en stuwen,
2 duikers en overkluizingen,
3 genormaliseerde beektrajecten waar geschikte habitats ontbreken,
4 stilstaande wateren zoals zandvangen,
5 volledig in bodem en oever beschoeide beken,
6 sterk gestuwde en vaak verslibde trajecten,
7 chemisch of thermisch belaste trajecten,
8 vispassages met een gladde bodem,
9 droogvallende trajecten.

Voor de Schuitenbeek spelen vooral het tweede, vierde en zesde aandachtspunt.

De meeste laaglandbeken zijn heden ten dage door kunstmatige barrières in trajecten opgedeeld. Ward & Stanford (1983) hebben deze situatie beschreven in het 'serial discontinuity' concept. Dit in tegenstelling tot het 'continuum concept' (Vannote et al. 1980) dat de natuurlijke omstandigheden in stromende wateren beschrijft.

Barrières vormen vaak alleen een hindernis voor stroomopwaarts migrerende dieren, maar veranderen ook zelf de milieu-omstandigheden stroomop- en -afwaarts. Zo beschrijft Shuhmacher (1986) dat als gevolg van de aanwezigheid van een visvijver (vergelijk een moerassysteem als voorzien) in een beek de omstandigheden benedenstrooms gewijzigd zijn. De secundaire saprobiëring is verhoogd, de fauna van sneller stromende wateren is vervangen door een fauna van langzaam stromende wateren terwijl substraat en stroomsnelheid toch het karakter van sneller stromend water hebben. In dit opzicht vormt een barrière eigenlijk een dubbele barrière.

Over het vermogen van macro-evertebraten om barrières te passeren is weinig bekend. Vooral met betrekking tot kenmerken van de dieren zelf. Meer is bekend over verplaatsingen als onderdeel van de populatiedynamiek (zie hoofdstuk 6).

De introductie van nieuwe (uitheemse) soorten kan bijdragen aan de kennis over effecten van barrières op de verspreiding. Een voorbeeld is de uitbreiding van de vlokreeft *Crangonyx pseudogracilis*. Pinkster & Platvoet spraken in 1986 de verwachting uit dat deze soort zich snel zou uitbreiden ten koste van de inheemse vlokreeften. Uit het jaarverslag van het Zuiveringsschap Drente (1993) blijkt dat *C. pseudogracilis* het Peizerdiep is opgetrokken waarbij meer-

dere stuwen zijn gepasseerd. Hoe deze passage geschiedde is echter onbekend.

Over het vermogen van vissen om barrières te passeren is meer bekend, zowel ten aanzien van kenmerken van de vis (zie hoofdstuk 7) als kenmerken van de barrière.

Het vermogen van vissen om barrières te passeren, hangt tijdens de passage af van;
- de zwemsnelheid,
- de sprongcapaciteit,
- het uithoudingsvermogen en
- het gedrag.

Deze kenmerken verschillen per vissoort en zijn enerzijds afhankelijk van de grootte en conditie van de vis en anderzijds van de watertemperatuur (Arnoud 1964). De migratieperiode is daarmee ook van belang. Voor het passeren van duikers is de sprongcapaciteit niet van belang. Grotere vissen hebben een hogere maximale zwemsnelheid. Bij het toenemen van de watertemperatuur neemt de zwemsnelheid toe maar het uithoudingsvermogen af. Als vuistregel geldt dat de maximale afstand per seconde ongeveer gelijk is aan 2 tot 3 maal de lichaamslengte (Stott 1967).

Vanuit de barrières gezien gelden twee kenmerken die voor de vis belangrijk zijn, namelijk het verticaal hoogteverschil en de stroomsnelheid. Hoogteverschil speelt bij de monding van de Schuitenbeek geen rol.

Bij de afleiding van de monding van de Schuitenbeek kunnen twee onderdelen tot barrière worden. Dit betreft de aanleg van een duiker met een terugslagklep die uitmondt op het Nijkerkernauw bij een gesloten afleiding en de ontwikkeling van een delta of moeras in het af te dammen gedeelte van het Nuldernauw zowel bij een open of gesloten afleiding. Op de mate van passeerbaarheid in relatie tot beide inrichtingsopties wordt hierna ingegaan.

5.2 Verspreidingsbarrières; duikers

Duikers bezitten een open verbinding tussen boven- en benedenstroomse trajecten in een beek. De barrièrewerking van een duiker hangt enerzijds samen met de fysische/hydraulische toestand van in- en uitstroomopening en anderzijds de fysisch/hydraulische omstandigheden in de duiker zelf. Zijn er hoogteverschillen aanwezig tussen beek en instroom (stroomversnelling) of tussen duiker en uitstroom (stroomversnelling en/of waterval), dan levert dit een voor dieren moeilijk passeerbare structuur op. Een luwtezone bij de uitstroomopening is een randvoorwaarde bij de aanleg van een passeerbare duiker (Kay & Lewis 1970). Bless (1981) noemt stuwen hoger dan 30 cm al wezenlijke hindernissen voor beekvis met uitzondering van grotere zalmachtigen. Wanneer de waterstroom over een stuw vrij komt van de vertikale

stuwwand, dan is daarmee een volledige hindernis voor optrekkende vis gecreëerd (Wilke 1970). Dit geldt ook voor de uitstroomopening van een duiker. Indien hier verticaal verval aanwezig is en de overstort vrij van de wand komt is een volledige stuw gevormd oftewel hindernis tegen optrek opgeworpen.

De bodem in een duiker is vaak glad en de stroomsnelheid is hoog. Dit vormt eveneens moeilijk passeerbare omstandigheden. Stroomsnelheid heeft een groot effect op de verspreiding van macro-evertebraten. Bij lage stroomsnelheden treden drift en stroomopwaartse verplaatsingen veel vaker en in hogere aantallen op (Hughes 1969, Elliott 1968) dan bij hoge snelheden. Bij lagere stroomsnelheden zijn dieren actiever, komen achter obstakels vandaan en vertonen positieve rheotaxis.

Gladde duikers zonder obstakels met een hoge stroomsnelheid zijn daarom moeilijk passeerbaar. Pechlaner (1986) adviseert dan ook duikers te voorzien van grof sediment van natuurlijke oorsprong (geërodeerd) waarover en waardoor dieren stroomopwaarts kunnen migreren.

Gebhards & Fisher (1972), Watts (1974), Dane (1978), Powers (1985) en Wellen & Kane (1985) komen tot het volgende overzicht voor problemen voor vis bij het passeren van duikers:

A. bij de uitstroomopening;
   - hoogteverschil (stroomversnelling of waterval),
   - afwezig zijn van een luwtezone/poel,
B. in de duiker zelf;
   - hoge stroomsnelheid door hoge afvoer of groot verval,
   - turbulentie,
   - ophoping van (organisch) materiaal in de duiker geeft stroomversnellingen in de duiker of vormt een fysieke barrière,
   - lengte van de duiker in relatie tot de zwemprestatie van de relevante vissoorten,
   - te lage stroomsnelheid bij lage afvoeren,
C. bij de instroomopening;
   - hoogteverschil/sterk verval leidend tot een stroomversnelling,
   - ophoping van (organisch) materiaal.

Vissoorten die in de zomer migreren worden juist bij lage afvoeren in hun verspreiding beperkt door kleine dammen, stuwen en duikers (Sloane 1984). Duikers kunnen voor vissen een barrière vormen als gevolg van (naar Sloane 1984);

- licht-donker verschillen
- stroomsnelheid in de duiker (afvoercapaciteit)
- lengte van de duiker
- ruwheid van de duiker
- niveauverschillen (meestal bij in- en uitstroomopening)

Over de licht-donker barrière-werking van een duiker verschillen de meningen. Echter uit veel onderzoek blijkt vis in mindere mate tot geen effect hiervan te ondervinden (Kay & Lewis 1970, Dane 1981, Rogers & Kane 1979).

Driessen & Van der Meer (1981) concluderen dat duikers met een diameter van meer dan 25 cm en tot 7 m lengte (bij een stroomsnelheid van 7-13 cm/s) geen belemmering vormen voor de passage van blankvoorn en graskarper (beide eurytope soorten). Bless (1985) concludeert dat duikers niet door vissen worden gepasseerd. Bless (1985) maakt melding van een duiker van 250 m lengte waarin een waterdiepte van 4-10 cm en een stroomsnelheid van 30 cm/s optreedt. Hoewel meer dan 200 vissen per vierkante meter zich voor de uitstroom verzamelden, passeerde geen enkel individu deze duiker. Op meer plaatsen maakt Bless (1985) melding van de barrière-werking van duikers. Mogelijk is deze situatie enigszins vergelijkbaar met de duiker in de Schuitenbeek. Ook McGrath (1985) concludeert dat de stroomsnelheid in duikers vaak veel te hoog is en daarom onpasseerbaar voor vis. Tanner et al. (1981) nam grotere soorten en aantallen vissen waar bendenstrooms van een duiker. Bovenstrooms van de duiker (lengte 3.5 m, diameter 25 cm, stroomsnelheid 0.36 m/s, verval 5%) bevonden zich minder, maar grotere en zwaardere individuen als gevolg van een verminderde concurrentie. De duiker fungeerde duidelijk als obstakel in de uitwisseling van soorten en individuen tussen boven- en benedenstrooms. Gauley et al. (1966) toonde aan dat salmoniden duikers waarin stroomsnelheden van 0.3-0.6 m/s optreden probleemloos passeren. Ook Rogers & Cane (1985) beschrijven een succesvolle passage van salmoniden en forellen door een 2,2 km lange duiker met een lage stroomsnelheid. Clay (1961) adviseert ten aanzien van salmoniden een stroomsnelheid van circa 0.6 m/s.

Derksen (1980) kwam tot de conclusie dat een duiker (lengte 27.5 m) met een stroomsnelheid van 1.37-2.04 m/s bijna niet passeerbaar is voor snoek. Snoeken van 30-40 cm lengte passeren nog wel bij stroomsnelheden van 0.6-0.7 m/s en kleine snoekjes passeren alleen bij snelheden van circa 0.25 m/s. Een duiker brengt een extra risico met zich mee voor de ontwikkeling van de snoekpopulatie in het Nijkerkernauw, deze snoeken trekken op in het Schuitenbeeksysteem om te paaien. Passage door kwabaal werd niet waargenomen. Uit een door Derksen (1980) gegeven literatuuroverzicht blijkt passage door salmoniden bij stroomsnelheden hoger dan 1.22 m/s niet op te treden. Voor andere soorten liggen deze snelheden lager (circa 0.3-0.9 m/s). Niet alleen de stroomsnelheid in de duiker is van belang maar ook de lengte van de duiker. Belford & Gould (1989) geven voor forel het volgende schema:

zwem-afstand Salmo trutta	10	30	50	70	90	meter
stroomsnelheid aan de bodem	0.96	0.80	0.74	0.70	0.67	meter/seconde

Voor andere vissoorten gaat deze relatie ook op, dit staat uiteraard in direct verband met de soortsspecifieke zwemcapaciteit. Daarnaast staat de zwemcapaciteit in directe relatie met de lengte van de vis (Riemersma & Quak 1991, MacPhee & Watts 1976). Hoe langer de vis is en dus ouder, des te groter is de zwemcapaciteit. Watts (1974) komt hiervoor tot de volgende vuistregel;

zwemsnelheid	**afmeting vis**
sprintsnelheid	8-12 * lichaamslengte/seconde
verhoogde snelheid	4- 7 * lichaamslengte/seconde
kruissnelheid	2- 4 * lichaamslengte/seconde

Indien de temperatuur hoog is moeten deze waarden met 35% worden verhoogd (Watts 1974, Brett et al. 1958). Wanneer een duiker langer is dan 4.5 m moet de kruissnelheid (zie hoofdstuk 7) worden aangehouden. Watts & MacPhee (1973) en Watts (1974) adviseren voor de zwemsnelheid van een vis zijn verhoogde snelheid als maat te nemen indien de duiker van gemiddelde lengte is. Bij korte duikers kan van de laagste waarde van de sprintsnelheid worden uitgegaan. Voor de stroomsnelheid in de duiker is de snelheid vlak boven de bodem van het grootste belang omdat vissen zich vaak daar bevinden (Kane & Behlke 1989).

De passeerbaarheid is uit te drukken in een eenvoudige formule (Powers 1985):
relatieve zwemsnelheid vis = zwemsnelheid vis - stroomsnelheid

Uiteraard moet de relatieve zwemsnelheid positief zijn om een duiker te kunnen passeren. Hierbij speelt tevens de conditie van de vis een belangrijke rol. In hoofdstuk 7 wordt dieper ingegaan op de eigenschappen van vissen (met name zwemcapaciteit).

Duikers werken niet alleen negatief. Ze vormen zelf een habitat of schuilplaats voor dieren. Vissen houden zich bij de ingang op en Kratt (1981) nam zelfs waar dat arctische zalm eieren in het grindige substraat in een duiker afzette. Bulow et al. (1988) beschrijven de aanleg van een dam in een rivier om de optrek van vis vanuit een waterbekken stroomopwaarts in een beek tegen te gaan. Deze dam bleek een effectieve barrière tegen optrek van *Ictiobus sp.*, *Moxostoma sp.* en *Aplodinotus sp.* Duikers worden ook toegepast om als barrière te dienen tegen het opzwemmen van stilstaand water soorten vanuit meren stroomopwaarts de rivier op (o.a. Avery 1973, Bulow et al. 1988). Bij het aanbrengen van duikers in beken moet in relatie tot passeerbaarheid voor vis rekening worden gehouden met de volgende factoren (naar Gebhards & Fisher 1972, Saltzman & Koski 1971, Kay & Lewis 1970, Lauman 1976): verval, stroomsnelheid, waterdiepte (diameter), lengte en wandruwheid.

Het verval is bij voorkeur lager dan het verval in de beek zelf. De duiker is overgedimensioneerd en bij voorkeur van een omgekeerde u-vorm met open, natuurlijke beekbodem (Sims & Johnson 1985). Er dient steeds voldoende waterdiepte te worden gewaarborgd. Ten aanzien van de wandruwheid wordt een hoge wandruwheid dan wel de aanleg van kribben in de duiker, geadviseerd. Een grotere wandruwheid leidt ook tot lagere stroomsnelheden. Verder geldt een voorkeur voor meerdere korte duikers in plaats van één lange. Ten aanzien van in- en uitstroomopening dient zoveel mogelijk zonder verval of stroomversnelling te worden gewerkt. Een luwtezone bij de uitstroomopening is van groot belang.

In het document 'Vormgeving en inrichting van viswater' (Ministerie van LNV 1990) worden voor duikers de volgende richtlijnen gegeven:

- is de lengte > 10 m dan is de maximale stroomsnelheid voor slechte zwemmers ca. 0.5-1.0 m/s en voor goede zwemmers ca. 1.0-1.5 m/s
- duikers zijn passeerbaar als ze een diameter > 50 cm hebben en zo kort mogelijk zijn
- vis moet het licht aan de andere kant van de duiker kunnen zien

- duikers moeten zo laag mogelijk in het profiel worden geplaatst (10 cm boven bodem)
- duikers moeten voldoende waterdiepte behouden en mogen niet dichtgroeien

Bij de aanleg van een duiker dient ten behoeve van vissen de duiker zoveel mogelijk aan de volgende randvoorwaarden te voldoen (naar Riemersma 1994):

- Het gehele jaar moet er water door de duiker stromen ten behoeve van het bieden van passagemogelijkheden voor alle relevante soorten. Is dit niet mogelijk dan dient te worden afgestemd op migratiewijze en -periode van de karakteristieke soorten.
- De duiker moet zoveel mogelijk de natuurlijke omstandigheden in de beekmonding nabootsen zodat de fauna niet beperkt of uitgeput wordt bij passage. Dit betekent feitelijk streven naar maximale dimensies (vergelijk beekmonding), waarmee ook de volledige diepte en breedte en daarmee alle posities van in- en uitbewegen voor fauna gegarandeerd wordt. Is dit niet haalbaar dan moet de bodem geleidelijk naar de in- en uitstroom oplopen en moet voldoende diepte en omvang in de duiker aanwezig zijn.
- De uitstroom moet vindbaar zijn voor de fauna (lokstroom - richting), niet turbulent en met lagere stroomsnelheden dan de gemiddelde stroomsnelheid van de betreffende beek (in afhankelijkheid doelsoorten). Ook in de duiker dienen stroomsnelheid en turbulentie voldoende laag te zijn. De duiker mag geen overstort bezitten.
- De duiker dient voldoende inwendige ruwheid te bezitten (oriëntatiepunten, luwte-plekken) en er dient substraat in aanwezig te zijn.

Om de passeerbaarheid van een duiker voor de afvoer van de Schuitenbeek bij Nijkerkersluis te beoordelen moeten verval, stroomsnelheid, waterdiepte (diameter), lengte en wandruwheid van de nieuw aan te leggen duiker worden vergeleken met de habitateisen van de potentiële passerende, karakteristieke vissoorten. In relatie tot de macro-evertebraten is de stroomsnelheid en de samenstelling van een eventueel substraat van groot belang. Naar verwachting treden geen niveauverschillen op bij in- en uitstroomopening; dit is ook ongewenst voor faunapassage. Verval is afwezig; vanuit de fauna is dit een voorwaarde. De stroomsnelheid staat in relatie tot de dimensies van de duiker en tot de afvoer. In gesloten toestand vormt een terugslagklep een volledige barrière. Gezien de afvoerpatronen van het systeem zou deze barrière gedurende te lange perioden (met lage of géén afvoer) functioneren.

5.3 Verspreidingsbarrières; stilstaande wateren en moerassen

Zijn stromend water dieren wel in staat zich actief door een moeras of stagnant water te verplaatsen of volgen ze slechts doorstroomde gedeelten? En kunnen rheofiele soorten de milieu-omstandigheden in moerassen/stagnante wateren wel voldoende lang overleven?

De aanleg van een moerasdelta in de monding van de Schuitenbeek leidt tot het ontstaan van een sterk ge-eutrofieerd moerastype. Dit moeras zal gaan fungeren als bezinkbasin voor voedingsstoffen met als gevolg een ophoping van organisch materiaal. Dit leidt tot verslechterde zuurstofomstandigheden in het aquatisch milieu (Klopatek 1978). Algengroei verhoogt de troebelheid van de waterkolom en tezamen met opwervelende fijne organische deeltjes zal de lichtpenetratie gering zijn. Dit verlaagd de groei van wortelende vegetatie en epifytische algen en daarmee het voedsel aanbod voor consumenten (Hart & Fuller 1974, Alablaster & Lloyd 1982). Troebelheid en zwevend stofgehalte beperken vismigratie, voeding, paaien, beweging en respiratie (McCarthy 1985). De afwezigheid van een stromingspatroon in een moeras beperkt in sterke mate de stroomopwaartse migratie van vooral jonge vis (Odum 1970).

Stilstaande wateren worden in de literatuur als 'driftvallen' aangemerkt (Pechlaner 1986). De milieu-omstandigheden in stilstaande wateren zijn ongeschikt voor beekbewonende macro-evertebraten (Dendy 1944, Statzner 1979). Het ontbreken van stroming en een slechtere zuurstofhuishouding leiden tot sterfte indien de dieren niet terug/stroomopwaarts of naar een ander stroomgebied kunnen migreren. De sterfte van beekbewoners hangt af van;

- de levensvoorwaarden van de soort zelf,
- de omvang van het stilstaande water/moeras,
- de milieu-omstandigheden in het stilstaande water/moeras, zoals de mate van doorstroming, de temperatuur en de zuurstofhuishouding.

In het algemeen kan gesteld worden dat de drie bovengenoemde punten ook voor vissen van belang zijn. Vissen zijn echter, als gevolg van hun afmetingen en zwemcapaciteit, in staat veel grotere afstanden af te leggen in vergelijking tot macro-evertebraten. Voor volwassen anadrome salmoniden is het passeren van kleine of grotere stilstaande wateren of stuwmeren geen probleem, behalve in perioden met hoge watertemperaturen. Jonge salmoniden daarentegen worden sterk in hun trek vertraagd, hierbij speelt niet alleen temperatuur maar ook zuurstofverzadiging een belangrijke rol (Ebel 1985).

Om de passeerbaarheid van het afgedamde gedeelte in het Nuldernauw te beoordelen moeten de potentiële milieu-omstandigheden van de delta of het moeras vergeleken worden met de eisen van de karakteristieke passanten. Dit hangt af van de te kiezen inrichting van het moeras, waar vooral het al dan niet aanwezig blijven van een hoofdstroom (lokstroom, doorstroomde hoofdgeul) met meer beektypische milieukenmerken van belang is. Ook de mate van eutrofiëring van het moerasgedeelte (eutrofiëring-> overmatige plantengroei-> secundaire saprobiëring-> verslechterde zuurstofhuishouding) moet hierin worden betrokken.

6 MIGRATIE VAN MACROFAUNA

6.1 Inleiding tot migratie van macrofauna (verspreidingsecologie)

Beken vertonen dynamiek in (hydrologische) omstandigheden. De respons van beekorganismen op deze dynamiek is groot. De fysieke verplaatsing als gevolg van de stroming (drift) leidde op evolutionaire schaal tot gedragsaanpassingen ter correctie (tegenstroomse verplaatsingen). Beekbewonende organismen vertonen daarom een grote variatie en mate van complexiteit in verplaatsing (Williams 1981). Verplaatsing van dieren kan in twee hoofdgroepen worden onderverdeeld, namelijk beweging en verspreiding.

Odum (1971) omschrijft *verspreiding* als de verplaatsing van dieren naar en van een populatie. Pelz (1985) beschrijft *beweging* als het afleggen van kortere afstanden. In termen van Odum zou hier de toevoeging 'binnen de populatie' op z'n plaats zijn. Naast beweging van dieren binnen de populatie wordt ook vaak het habitat of het biotoop als ruimtelijk criterium gebruikt (Pelz (1985). Dieren bewegen binnen hun habitat.

Verspreiding kan verder worden onderverdeeld naar (Odum 1971):

immigratie	verplaatsing naar de populatie
emigratie	verplaatsing vanuit de populatie
migratie	(trek)periodische/cyclische verplaatsing naar en vanuit de populatie

De stimulans achter de verspreiding is een combinatie van populatie-druk en veranderingen in milieuomstandigheden. Verspreiding van beekorganismen kan worden onderverdeeld in twee groepen; binnen een beeksysteem en tussen beeksystemen. Verspreiding in en tussen beeksystemen geschiedt in drie richtingen (Williams & Hynes 1976):

- *stroomafwaarts (drift):* stroomafwaartse verspreiding is uitvoerig bestudeerd en kan actief plaats vinden waarbij de soort zich of door het substraat verplaatst of juist de waterkolom opzoekt om zich te (laten) verplaatsen (bijvoorbeeld t.b.v. voortplanting). Bij passieve verplaatsing leiden veranderingen in milieuomstandigheden vaak tot massale drift (bijvoorbeeld catostrophic drift bij piekafvoeren).
- *stroomopwaarts:* stroomopwaartse verspreiding is de actieve verplaatsing van het dier tegen de stroom in, dit kan door de waterkolom maar ook door de bodem of de lucht geschieden.
- *zijdelings/lokaal in het traject:* verspreiding in het dwarsprofiel of over korte afstanden in een beektraject behoort meestal tot wat boven als beweging is aangeduid.

In alle drie de gevallen kan de verspreiding échte migratie (heen en weer verplaatsing) of éénzijdige verplaatsing (immigratie, emigratie) betreffen. Als dieren zich verplaatsen tussen beeksystemen gaat het meestal om de uitbreiding van het verspreidingsareaal van een soort (bijvoorbeeld de mogelijkheden die onstaan na uitvoering van een herstelplan) of herkolonisatie (bijvoorbeeld na calamiteiten, extreme piekafvoeren e.d). Dumont (1982) onderscheidt naast

migratie nog twee typen verspreiding, namelijk bewegingen onder invloed van uitwendige milieu-omstandigheden en dispersie. De eerste omvat verspreiding die in gang wordt gezet door veranderingen in de milieu-omstandigheden. Deze tijdelijke of blijvende veranderingen resulteren in een tijdelijke of blijvende verandering in het verspreidingsgebied van een soort. Individuen van een soort zijn steeds op zoek naar gunstige milieu-omstandigheden. Hiertoe vertonen ze meestal at random zoekgedrag. Wijzigen milieu-omstandigheden zich, dan kan deze beweging resulteren in een beweging van de hele populatie in een bepaalde richting.

Hiertoe behoren immigratie, herkolonisatie, invasie en seizoensbeweging. Dispersie is een aanpassing, genetisch vastgelegd, om te hoge populatiedichtheden te voorkomen. Dispersie treedt echter onafhankelijk van de populatiedichtheid op en is meestal at random. Alleen de uitwendige milieu-omstandigheden bepalen eventueel succes. Alhoewel dit onderscheid soms duidelijk is wordt in het vervolg alle at random beweging van een soort, de natuurlijke uitbreiding van het verspreidingsareaal oftewel de verspreiding vanuit een populatie, als verbreiding aangeduid.

De vraag kan gesteld worden wat de noodzaak van fauna-verplaatsingen eigenlijk is? Om welke redenen verplaatsen dieren zich vanuit hun populatie en/of habitat en met welke frequentie. Dit geeft een indicatie van de noodzaak/aanleiding van (her-)kolonisatie en daarmee de noodzaak van verplaatsingen. Zolang sprake is van het verspreiden van individuen uit een populatie zonder dat dit de minimale omvang en kwaliteit van de populatie aantast is geen immigratie nodig. Echter is de emigratie groter dan de aanwas dan is immigratie van cruciaal belang. Oorzaken van emigratie zijn:

abiotisch;
- calamiteiten zoals incidentele lozingen van zuurstofbindende stoffen of gifstoffen,
- extreme afvoerpieken
- droogvalling

biotisch;
- biologische oorzaken zoals overbevolking (concurrentie) of natuurlijke verspreidingsdrang en dergelijke

De biotische oorzaken zullen altijd optreden, maar de abiotische oorzaken worden meestal door de mens geïnduceerd. Extreme afvoerpieken kunnen optreden als gevolg van een versnelde afvoer van neerslagwater door normalisatie en drainage, droogvalling door verhoogde drainage en verlaagde grondwaterstanden. Vaak spelen bij de laatste ook de klimatologische aspecten een rol. Calamiteiten zijn onvoorspelbaar maar de kans hierop is altijd aanwezig.

De tijd nodig voor dieren om een habitat te (her-)koloniseren is variabel. Herkolonisatie strekt zich uit van enkele weken (Waters 1964) tot meer dan 20 jaar afhankelijk van de aard van de verstoring (Milner 1994).

In het Schuitenbeeksysteem kan worden aangenomen dat alle genoemde abiotische omstandigheden kunnen optreden die leiden tot emigratie en/of het verdwijnen van karakteristieke soorten macro-evertebraten. Calamiteiten zoals droogvalling, extreme piekafvoeren en illegale mestlozingen komen voor en zijn redelijkerwijs ook in de komende periode te verwachten. Dit betekent dat herkolonisatie door, of verbreidingsmogelijkheden voor, de huidig aanwezige fauna mogelijk moet blijven. Daarnaast moeten verbreidingsmogelijkheden voor de fauna aanwezig blijven om het rendement van eventuele beekherstelprojecten in het Schuitenbeeksysteem niet (vooraf) teniet te doen. Verder is ook het in stand houden van mogelijkheden voor van nature optredende migratie een belangrijk aspect dat pleit voor passeerbaarheid van de monding.

6.2 Drift; stroomafwaartse verspreiding van macrofauna

In deze paragraaf wordt kort ingegaan op het belang van drift voor de beekmacrofauna. Drift is één van de belangrijkste mechanismen waardoor in beken een grote stroomafwaartsgerichte verplaatsing van de fauna kan optreden. De hieruit voortvloeiende compensatie-mechanismen bepalen direct, hoe en hoeveel stroomopwaartse migratie mogelijk is. Om deze stroomopwaartse migratie beter te begrijpen is enige kennis over drift noodzakelijk. Voor verdere achtergronden van drift wordt verwezen naar Brittain & Eikeland (1988), Waters (1965, 1972), Hynes (1970) en Pechlaner (1986).

Bij de stroomafwaartse beweging van beekmacrofauna wordt onderscheid gemaakt tussen de volgende typen van drift:

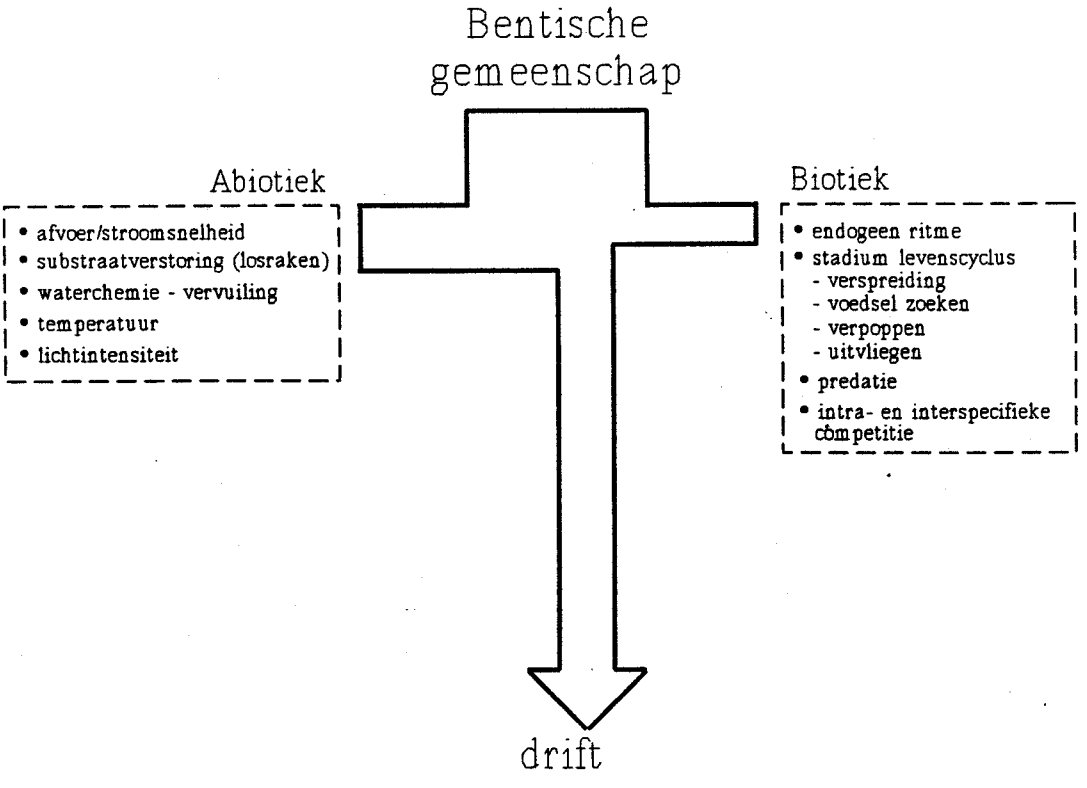
- *catastrophic drift;* is meestal gerelateerd aan afvoercondities waarbij het substraat fysiek wordt verstoord en de dieren worden meegenomen door de stroom (Minckley 1964). Catastrophic drift wordt veroorzaakt door extreme afvoerpieken maar kan ook een gevolg zijn van andere extreme omstandigheden zoals toevoer van gifstoffen, warm water of droogvalling.
- *gedrags-drift* (Waters 1965); omvat een verscheidenheid aan typen drift. De twee belangrijkste zijn een gevolg van respectievelijk;
  - de dagelijkse activiteit zoals tijdens het voedsel zoeken, paren of verplaatsen, hetgeen vooral 's nachts geschiedt (Elliott 1969, Bishop & Hynes 1969, Brusven 1970, Statzner 1979),
  - het actief opzoeken van de waterkolom zoals bij het ontsnappen aan een predator (ook wel *actieve drift* genoemd t.o.v. alle andere categoriën die *passieve drift* betreffen behalve mogelijk verspreidingsdrift)
- *verspreidingsdrift;* is drift waarbij de dieren verspreiden door gebruik te maken van de stroming hetgeen vaak bij pas uitgekomen jongen optreedt (Nishimura 1967, Ulfstrand et al. 1974). Deze vorm van drift is onder te verdelen naar een micro- en een macro-schaal. Op microschaal betreft het verspreiding van individuen tussen, als een mozaïek verspreide, geschikte habitats in een beektraject over korte afstanden (Minshall & Petersen 1985; Brittain & Eikeland 1988). Op macro-schaal betreft het eigenlijke verspreiding. Vaak vindt verspreidingsdrift vooral 's nachts plaats, mogelijk om

predatie door visuele predatoren, zoals vis, te voorkomen (Allan 1984). In het geval dat dieren de waterkolom actief opzoeken is er sprake van actieve drift (Larimore 1972).

- *constante drift of achtergrondsdrift;* omvat drift van lage aantallen individuen als gevolg van bijvoorbeeld het toevallig los raken en in de stroom terecht komen van dieren onafhankelijk van welke andere oorzaak dan ook.

Drift wordt beïnvloed door een aantal abiotische en biotische factoren. Brittain & Eikeland (1988) komen tot het gewijzigde overzicht (figuur 3); het aandeel van abiotische faktoren in drift van de bentische gemeenschap is groter dan het aandeel van biotische faktoren.

Opgemerkt moet worden dat drift een belangrijke rol speelt bij kolonisatie en herkolonisatie van vrij gekomen/nieuwe habitats. 41.4 tot 82 % van de zich vestigende dieren komen d.m.v. drift ter plaatse (Williams & Hynes 1976, Townsend & Hildrew 1976).



figuur 3. Abiotische en biotische faktoren in drift van bentisch gemeenschapppen.

De aantallen driftende individuen in beeksystemen zijn hoog. Dit heeft geleid tot verschillende theoriën over de populatiedynamiek van beekbewonende dieren om drift te compenseren:

- *kolonisatie-cyclus* (volwassen dieren vliegen naar de bovenstroomse beekgedeelte om het verlies aan aquatische stadia door drift te compenseren (Müller 1954)). Enkele studies hebben het belang van de constante immigratie aangetoond voor populaties (Otto & Svensson 1976, Neves 1979) Maar de meeste studies konden geen verdwijnen van populaties a.g.v. drift vaststellen.
- *stroomopwaartse verspreiding* van larven en nymfen over en door de beekbodem en/of in mindere mate door de waterkolom en soms via de oever.
- *dichtheidsafhankelijke regulatie;* waarbij drift alleen optreedt om intra-specifieke competitie te reduce'ren (Dimond 1967, Elliott 1967a). Stroomopwaartse migratie van aquatische stadia is zeker van belang voor de populatiedynamiek van beeksoorten. Echter dat drift niet leidt tot het verdwijnen van soorten is ten dele te verklaren uit de hoge reproductiviteit. Eendagsvliegen produceren bijvoorbeeld 500-4500 eieren (Brittain 1982, Elliott & Humpesch 1980). Ook de reproductie bij Gammarus is voldoende hoog om drift te compenseren (Waters 1981).

Drift neemt sterk toe wanneer stroomsnelheden plotseling hoger (Minshall & Winger 1968) of lager (Pearson & Franklin 1968) worden. Macroinvertebraten zijn actiever bij lage stroomsnelheden, een plotselinge verhoging sleurt deze actieve dieren mee. Bij een plotselinge verlaging worden de dieren actief en komen in verhoogde aantallen in de waterkolom. Drift is ook hoger vlak na zonsondergang (Hughes 1969, Müller 1963) en kan door gewijzigde lichtritmen worden beïnvloed (Müller 1966, Holt & Waters 1967).

Drift is een heterogeen verschijnsel met een verscheidenheid aan oorzaken. Kennis hiervan draagt bij aan het inzicht in het eventuele terugkeren of herkoloniseren van dieren. Drift biedt dieren de mogelijkheid te ontsnappen aan negatieve fysische, chemische en/of biologische omstandigheden. Daarentegen stelt drift dieren bloot aan een verhoogde sterfkans door predatie en het terecht komen in ongeschikte milieus (= ecologisch dood). Wilzbach et al. (1988) concluderen dat driftende dieren een ongeveer drievoudige sterfkans hebben omdat juist bij passieve drift het vaak verzwakte dieren betreft. Veel driftende soorten zijn r-strategen, soorten met een hoge reproduktie, een snelle ontwikkeling en een hoge sterfkans. Omdat de populatie iedere keer opnieuw wordt opgebouwd, wordt er geen stabiel dichtheidsniveau bereikt, waardoor onder natuurlijke omstandigheden drift van weinig belang is bij deze categorie.

Om het aandeel van stroomafwaartse beweging of drift door macro-evertebraten voor de Schuitenbeek in beeld te brengen is het nodig om voor de karakteristieke soorten de kans op drift te bepalen. In dit kader voert het te ver om dit proces per soort te beschrijven; wel gelden de volgende algemeenheden. Aangezien in grote delen van het stroomgebied van de Schuitenbeek drainage-voorzieningen zijn aangebracht in de vorm van sloten, greppels en drainagesystemen, vindt vooral in het voorjaar en bij zware zomerbuien een extra versnelde en verhoogde afvoer van water plaats. De mate van kanalisatie van grote delen van het Schuitenbeeksysteem versterken dit proces. Kanalisatie en normalisatie van de watergangen, in samenhang met piekafvoeren, leidt tot een sterk verhoogde kans op drift van aantallen individuen en soorten. Juist in het Schuitenbeeksysteem leidt drift tot een sterke reductie van aantallen dan wel het totaal verdwijnen van soorten. Deze hydrologische en fysische milieu-omstandigheden in het huidig Schuitenbeeksysteem pleiten sterk voor het in stand houden dan wel het bevorderen van verbreidingsmogelijkheden voor macro-evertebraten.

6.3 Stroomopwaartse verspreiding van macrofauna

Verspreiding van soorten tussen beeksystemen is van belang bij uitbreiding van het verspreidingsgebied van de soort en bij rekolonisatie. In de vorige paragraaf zijn hiertoe enkele mechanismen genoemd: de kolonisatie-cylus (Müller 1954, Roos 1957) en de stroomopwaartse verspreiding. Beide zijn verspreidingsstrategieën stroomopwaarts oftewel positieve rheotaxis. Deze verspreiding geschiedt via:

- de lucht, zowel actief als passief,
- het land,
- het water,
- 'gastheren'.

Bij kolonisatie-onderzoek van een verstoord habitat door Williams & Hynes (1976, 1977) bleek dat in de eerste fase drift van bovenstrooms de belangrijkste aanvoerroute was.

Echter na verloop van enige tijd (enkele maanden) namen de toevoer van benedenstrooms en via de lucht sterk toe. Na een jaar bleek dat bijna de helft van de aanwezige soorten via de lucht was aangevoerd. De uiteindelijke verdeling in aantallen was bij herkolonisatie via drift 41.4 %, via de lucht 28.2 %, stroomopwaarts via het water 18.2 % en via de bodem 19.1 %. Bij het herkolonisatie-onderzoek van Gray en Fisher (1981) bleken de volgende verhoudingen (respectievelijk winter-zomer):

	drift	*stroomopwaarts water*	*via lucht*	*bodem (verticaal)*
aantal individuen (%)	65-73	23-16	2-10	10-1
taxa (%)	36-23	0-4	64-65	0-8

6.3.1 stroomopwaartse verspreiding via de lucht

Het grootste deel van de stroomopwaartse verspreiding van macro-evertebraten geschiedt via de lucht (Roos 1957, Bengtsson et al. 1972, Madsen et al. 1973). Dit kan uiteraard alleen door amfibiotische soorten (soorten met een terrestrisch stadium). Deze verspreidingswijze sluit aan bij de eerder genoemde kolonisatie-cyclus (Müller 1954, Russev 192, Madsen 1977). Een deel van het volgende overzicht is opgesteld naar Williams (1981). Goede vliegers worden aangetroffen bij veel libellen (Odonata; Corbet 1963), sommige kevers (Coleoptera; Balfour-Browne 1958: Dytiscidae, Hydrophilidae; Gray & Fisher 1981), sommige wantsen (Hemiptera; Macan 1939: Corixidae; Gray & Fisher 1981) en sommige kokerjuffers (Trichoptera; Svensson 1974, Bouvet 1977), kriebelmuggen (Simuliidae; Davies 1961), sommige steenvliegen (Schwartz 1970, Madsen et al. 1973; m.n. *Nemoura cinerea*; Engblom et al. 1981a), sommige eendagsvliegen (Madsen et al. 1973; m.n. *Leptophlebia marginata*, *L. vespertina*, *Baetis rhodani* (Engblom et al. 1981a); *Baetis alpinus* (Lavandier 1982)) en steekmuggen (Culicidae; Provost 1952). Veel van deze goede vliegers zijn wijd verspreid over geschikte habitats. Andere soorten zijn slechte vliegers of hebben vleugelloze volwassen vormen (m.n. bij wantsen, steenvliegen en kokerjuffers) zoals de meeste eendagsvliegen (Ephemeroptera; Edmunds et al. 1976), kokerjuffers (Trichoptera; Ross 1956) en vedermuggen (Chironomidae; Davies 1976), veel steenvliegen (Plecoptera; Hynes 1976), sommige wantsen (Naucoridae; Gray & Fisher 1981) en sommige kevers (Coleoptera; Jackson 1956). In tegenstelling hiermee concludeert Roos (1957) dat 70-80 % van alle volwassen vrouwtjes van rheofiele Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera en Simuliidae stroomopwaarts vliegen. De goede vliegers zijn vaak veel wijder verspreid dan de slechte vliegers die minder verspreid of soms endemisch zijn. Hynes (1970) is echter van mening dat het risico en daarmee het verlies, bij goede vliegers groter is indien deze zich verspreiden via de lucht in vergelijking tot verspreiding via het water. Beken in verschillende stroomgebieden zijn vaak gescheiden door grote ecologische barrières waardoor de kans om via de lucht een ander beeksysteem daadwerkelijk te bereiken gering is. Voor beide hypothesen zijn voorbeelden onderzocht. Goede vliegers kunnen toch een beperkt verspreidingsgebied hebben (Ross 1956, Lehmkuhl 1972, Flannagan 1978) maar kunnen ook snel koloniseren (Harrison 1966, Fernando & Galbraith 1973). Overigens komt deze verspreidingswijze ook voor bij macrofauna in gekanaliseerde beken (Engblom et al. 1981a).

Naast de mogelijkheid om zich via de lucht te verspreiden speelt de vraag rond de richting van verspreiden. De stroomopwaartse gerichte vliegbeweging is 3-5 maal zo groot als de stroomafwaartse vlucht bij insekten (Göthberg 1972). Sommige auteurs noemen een positieve anemotaxis (tegen de windrichting) als geleide mechanisme (Lehmann 1970). Lehmann merkt hierbij echter zelf al op dat dit mechanisme alleen bij beken gelegen in diepere dalen opgaat. Beken in ondiepe of vlakke beekdalen hebben geen heersende winden. Ook Roos (1957) vermeldt waarnemingen van insekten die tegen de wind in, stroomopwaarts vlogen. Roos (1957) komt tot een afstand van circa 5 km.

Nishimura (1967) komt tot een schatting van circa 20 km, die volwassen exemplaren van de kokerjuffer *Stenopsyche griseipennis* stroomopwaarts af kan leggen. Elliot (1967) en Bishop & Hynes (1969) merken op dat de vliegrich-

ting sterk door de wind wordt beïnvloed. De oriëntatie voor de richting is mogelijk het reflecterend oppervlak van de beek (Macan 1974).

De verspreiding van beeksysteem naar beeksysteem is minder onderzocht. Dit is juist bij een gesloten afleiding van de Schuitenbeek van belang. Uit experimenten van Shuhmacher (1969), waarbij een aantal gemerkte dieren werd losgelaten en elders teruggevangen, blijkt dat de kokerjuffer *Hydropsyche* als volwassen dier zich ongericht verspreid. Op deze wijze kunnen ook andere beeksystemen worden bereikt. Svensson (1972) en Crichton (1971) beschrijven deze verspreidingswijze ook voor andere Trichoptera. Göthberg (1973) vond voor kokerjuffers dat *Rhyacophila nubila* en *Lepidostoma hirtum* zich ver in de omgeving verspreiden terwijl de Hydroptilidae en Leptoceridae de beek volgen. Echte verspreidingsvluchten zijn ook door Fernando & Galbraith (1970) voor kevers (Coleoptera) en vliegen (Diptera) waargenomen, die in de vroege zomer ondiepe wateren opzoeken t.b.v. voedsel en voortplanting. In de nazomer verdwijnen ze weer. In het algemeen onderstreept Müller (1982), op basis van waarnemingen van verscheidene auteurs, het belang van verspreiding via de lucht naar geschikte biotopen. Samenvattend komt Müller (1982) tot het volgende schema voor verspreiding door de lucht:

Naast het actief opzoeken van andere beeksystemen kunnen vliegende dieren ook passief verspreid worden door de wind. Engblom et al. (1981b) namen waar dat *Baetis subalpinus* vlak boven het water stroomopwaarts vliegt, terwijl *Leptophlebia vespertina, L. marginata* en *Heptagenea fuscogrisea* zich in de vegetatie ophouden en bij zonnig weer over de toppen van de bomen vliegen. Ze refereren naar vergelijkbare waarnemingen van Stadler (1915) en Russev (1972). Deze 'hoog'vliegers (150 m tot 1000 m hoogte) kunnen gemakkelijk met de wind ver verspreid worden.

Een vorm van passieve verspreiding via de lucht geschiedt door transport middels luchtstromen. Plankton, zaden en sporen blijken veelvuldig op deze wijze te worden verplaatst (Gislen 1948, Maguire 1963, Fryer 1972). Freeman

(1945) trof in lagere en hogere luchtlagen individuen van eendagsvliegen (Ephemeroptera), kevers (Coleoptera), langpootmuggen (Tipulidae), vliegen (Ephydridae), vedermuggen (Chironomidae) en knutten (Ceratopogonidae) aan.

6.3.2 stroomopwaartse verspreiding via water

Stroomopwaartse verspreiding van rheofiele macro-evertebraten is reeds lang bekend (o.a. Neave 1930, Harker 1953, Minckley 1964, Macan 1957, Waters 1965). Over het totale aandeel van deze verspreidingsvorm verschillen de literatuuropgaven nauwelijks van elkaar; 6.5 % (Bishop & Hynes 1969), 8.2 % (27 %) (Benson & Pearson 1987), 2.1-15.2 % (Bird & Hynes 1981), 7-30 % (Elliott 1971). Voor *Gammarus fossarum* noemt Meijering (1973) een percentage van 50 % t.o.v. drift. De meeste auteurs zijn het er over eens dat deze vorm van verspreiding het verlies aan drift niet compenseert (Ball et al. 1963, Müller 1954, Bailey 1966, Waters 1965). Toch zijn de meeste macro-evertebraten positief rheotactisch en wordt het belang van deze verspreiding onderschat (Hughes 1969). Williams (1977) noemt deze verspreidingswijze voor droogvallende beken als de belangrijkste weg van herkolonisatie. Delucchi (1989) toont echter het tegendeel aan. Stroomopwaartse verspreiding kan de aantallen driftende dieren zelfs sterk overstijgen (Minckley 1964, Hughes 1969, Williams 1977). Bij stroomopwaartse verspreiding zoeken de dieren meestal stromingsluwe zones op en kunnen dan in 'rijen' stroomopwaarts trekken (Meijering 1972). De relatie drift - stroomopwaartse beweging wordt door Hughes (1969) samengevat als 'movement downstream may take place in a series of back-and-foreward movements, two steps back (drift) to one step forward (upstream movement)'.

Er zijn stroomopwaartse verspreidingen waargenomen van platwormen (Turbellaria; Steinmann 1913: *Crenobia alpina*; Beauchamps 1937: *Polycelis felina*; Elliott 1971), vlokreeften (*Gammarus spp.*; Meijering 1972, Minckley 1964, Williams 1977, Lehman 1967, Hultin 1968), waterpissebedden (*Asellus coxalis*; Thomas 1969), zoetwaterkreeften (*Orconectes nais*; Momot 1966), wormen (Oligochaeta; Williams & Hynes 1976), vedermuggen (Chironomidae; Williams 1977), bloedzuigers (*Erpobdella octoculata*; Elliott 1971), eendagsvliegen (*Baetis rhodani*; Elliott 1971: Heptagenidae; McArthur & Barnes 1985: *Ecdyonurus torrentis*; Harker 1953), kokerjuffers (*Hydropsyche sp.*; Elliott 1971) en slakken (*Physa*; Noel 1954).

Neave (1930) nam waar dat vertegenwoordigers van het genus *Lepthophlebia* (eendagsvlieg) 1-6 km stroomopwaarts migreerden. Elliott (1971) vermeldt een stroomopwaartse migratiesnelheid van 600 cm per nacht. Voor *Gammarus pulex* vermeldt Hughes (1969) een snelheid van 22 m/hr bij een stroomsnelheid van 9.3 cm/s. Meijering (1972) noemt 40 m/hr voor *Gammarus fossarum*. *Gammarus zaddachi* migreert stroomopwaarts met een snelheid van 40-60 m/hr en 50-80 m/hr stroomafwaarts (Dennert et al. 1969). Ook Hayden & Clifford (1974) beschrijven de stroomopwaartse migratie van de eendagsvlieg *Leptophlebia* als nymf terwijl de adult stroomafwaarts vliegt om haar eieren af te zetten. De nymf migreert in de lente bij hogere waterstanden vanuit de hoofdstroom via bovenlopen naar bronmoerassen om daar uit te vliegen.

De meeste macro-evertebraten migreren 's nachts stroomopwaarts (Elliott 1971, Dennert et al. 1969). De kreeft *Orconectes nais* migreert juist voor en na droogvalling stroomopwaarts (Momot 1966). Voor de zoetwaterkreeft hét mechanisme om drift te compenseren. Unestam et al. (1972) beschrijven hoe m.b.v. een electrisch 'scherm' de stroomopwaartse verspreiding van de kreeftenpest in populaties *Astacus astacus* kon worden tegengehouden. Voor deze verspreiding moeten besmette dieren stroomopwaarts trekken. Daarmee is stroomopwaartse verspreiding voor zoetwaterkreeft aangetoond.

Bishop & Hynes (1969) en Hultin et al. (1969) komen tot de conclusie dat ook diergroepen met goed vliegende adulten stroomopwaartse migratie van larven/nymfen via het water vertonen. Vaak zijn deze verspreidingen geconcentreerd gedurende bepaalde levensstadia, vooral voor de emergentie (Müller 1966, Ulfstrand 1968).

Stroomopwaartse migratie geschiedt vooral langs de oeverzone (stromingsluwte) (Elliott 1971). Door verschillende factoren wordt stroomopwaartse migratie geïnduceerd zoals voedsel, ontwikkelingsstadium, temperatuur, stroomsnelheid, seizoen, licht, dag-nacht ritme (Beauchamps 1933, 1937, Hultin 1971, Müller 1966, Söderström 1987). De stimulans tot positieve rheotaxis is niet altijd gelijk, maar een gevolg van de interactie van meerdere factoren (Beauchamps 1937). Zo migreert *Crenobia alpina* stroomopwaarts bij een lage stroomsnelheid als de temperatuur boven de 12 °C komt.

Dendy (1944) en Bailey (1966) concluderen dat 'pools and flats' fungeren als depositie plaatsen voor driftende dieren. Deze dieren oriënteren zich op de stromingsrichting en vertonen dan positieve rheotaxis. Söderström (1987) vat in een review de oorzaken voor stroomopwaartse verspreiding via het water als volgt samen:
a.op zoek naar voedsel, ruimte t.b.v. vermindering inter-/intraspecifieke competitie
b.op zoek naar geschikte habitats t.b.v. uitvliegen, verpoppen of voortplanten,
c.ter vermijding van ongunstige abiotische omstandigheden,
d.ter compensatie van drift.

Dat niet alle dieren stroomopwaarts migreren toonde Elliott (1971) aan voor sommige grote huisjes bouwende kokerjuffers (*Potamophylax cingulatus, Drusus annulatus, Sericostoma personatum).* Hultin et al. (1969) en Otto (1971) hebben voor verschillende van deze soorten wel stroomopwaartse verspreidingen via het water waargenomen.

6.3.3 stroomopwaartse verspreiding via land

Verspreiding over land, zoals bij de rivierkreeft *Astacus astacus* (Müller-Motzfeld et al. 1986), is minder bekend. Van sommige steenvliegen is bekend dat de vleugelloze vrouwtjes over redelijke afstanden stroomopwaarts lopen voordat ze hun eieren in de beek afzetten (Thomas 1966, Hynes 1970).

Overigens is verspreiding over land wel van belang voor gewervelden als waterspitsmuis, amfibieën, otters e.d.

6.3.4 stroomopwaartse verspreiding via 'gastheren'

Het volgende overzicht is voor een belangrijk deel gebaseerd op Williams (1981). Het meest bekende voorbeeld van verspreiding door 'gastheren' is het meeliften van individuen aan poten van watervogels. Proctor (1964) en Proctor et al. (1967) vonden levensvatbare eieren van kleine kreeftachtigen (micro-Crustacea) in de darm van wilde eenden en van andere kreeftachtigen en algen bij een plevierachtige. Rosine (1956) vond levende vlokreeften (*Hyallela azteca*; Amphipoda) tussen de veren van wilde eenden. Ook zijn visseneieren gevonden die gekleefd waren aan watervogels (Thiennemann 1950).

Maar niet alleen watervogels zorgen voor de verspreiding van waterorganismen. Ook kleinere dieren dragen bij deze passieve verspreiding. Zo zijn waarnemingen bekend van algen, protozoën en schimmels die meeliften met gastheren zoals wantsen (Hemiptera) en kokerjuffers (Trichoptera) (Stewart et al. 1970), langpootmuggen (Tipulidae) en vedermuggen (Chironomidae) (Revill et al. 1967), kevers (Coleoptera) (Milliger & Schlichting 1968), libellen (Odonata) (Maguire 1963). Fryer (1974) vond tweekleppigen (Bivalvia) geklemd aan haren van waterwantsen (Corixidae) en Lansbury (1955) vond mosselkreeftjes (Ostracoda) gehecht aan rugzwemmers (Notonectidae). Fernando & Galbraith (1970) vonden individuen van de watermijt *Limnochares sp.* op volwassen schaatsenrijders (*Gerris sp.*).

Harris & Harrison (1974) vonden de watermijt *Hydrocharus sp.* op waterwantsen (Corixidae). Williams (1981) nam erwtenmossels (Sphaeriidae) waar gekleefd aan de poten van zoetwaterkreeften (*Orconectus sp.*). Ook amfibieën transporteren op deze wijze tweekleppigen (Bivalvia; Rees 1952). De napjesslak *Anclus sp.*, een karakteristieke beekbewoner, is waargenomen op de waterkever *Colymbetes sp.* (Thiennemann 1950).

De verspreiding via 'gastheren' heeft als nadeel dat de 'lifter' geen invloed uitoefent op de bestemming. Echter 'gastheren' zullen zich vaak op vergelijkbare plaatsen ophouden.

Het veilig stellen van stroomopwaarts gerichte verbreidingsmogelijkheden tussen beeksystemen is een van de belangrijkste aandachtspunten bij wijzigingen in de monding van het Schuitenbeeksysteem. Lokale migratie van macrofauna in het Schuitenbeeksysteem zelf is niet van belang en zal zich niet uitstrekken tot voorbij de monding. Veel karakteristieke soorten zijn in hun huidige verspreiding beperkt tot de bovenlopen. Binnen de planperiode is het niet te verwachten dat ook de benedenloop in vergaande mate hersteld zal worden. Lokale migratie van soorten uit de benedenloop, soorten die dan eventueel wel de monding passeren, is daarom niet van belang.

De stroomopwaartse migratiestrategieën van de karakteristieke soorten en soortengroepen van het Schuitenbeeksysteem zijn opgenomen in tabel 1. Een deel van de macrofauna maakt gebruik van stroomopwaartse migratie via het water. Voor deze groep kan een duiker of moeras een barrière vormen. Het aandeel van deze vorm van migratie verschilt sterk van circa 8 tot 50 % van het totaal aan migrerende dieren. Meer dan de helft van deze migranten kan ook gebruiken maken van één of meerdere andere verbreidingsstrategieën. Gezien de toch veelal beperkte afstand die de macrofauna aflegt, zal voor het Schuitenbeeksysteem binnen de planperiode het aantal succesvolle migranten gering zijn. Het betreft tenslotte voornamelijk soorten uit de bovenlopen. Bovendien zijn de milieu-omstandigheden in de huidige benedenloop uiterst ongeschikt voor deze karakteristieke soorten. Ook dit verkleint de kans op succesvolle migranten.

Wel kan door het terugdringen van het overmatig gebruik van meststoffen en door beekherstelmaatregelen, de kwaliteit van de benedenloop in de planperiode verbeteren. Dan worden verbreidingsmogelijkheden ook belangrijker. Verder moet steeds worden bedacht dat door het beperken van het aantal verbreidingsmogelijkheden ook de kans op succesvolle verbreiding of herkolonisatie wordt verkleind.

6.4 Zijdelingse en lokale beweging van macrofauna

De oorzaak voor zijdelingse beweging is gerelateerd aan het voorkomen van verschillen in habitat-omstandigheden in het dwarsprofiel. Verschillen van oever tot oever in stroomsnelheden (Chutter & Noble 1966), substraatsamenstellingen (Tolkamp 1981), aard en hoeveelheid organisch materiaal (Egglishaw 1969) en zuurstofhuishouding (Mann 1961), leiden tot een mozaïek aan habitats. De beekbewoners maken hier gebruik van en bezetten deze habitats afhankelijk van hun dagelijkse ritmiek, voedselbehoefte en -aanbod, licht, temperatuur, schuilplaatsmogelijkheid, waterbeweging, predatie e.d.

Ook bewegen veel nymfen zich naar de oever vlak voor het uitvliegen (Verrier 1956, Müller 1974). *Gammarus pulex* vertoont actief zoekgedrag naar geschikte habitats en kan daarbij alle richtingen op bewegen. *G. pulex* prefereert lage stroomsnelheden terwijl dieren die hogere stroomsnelheden prefereren, bij-

voorbeeld *Hydropsyche orris*, meer gebruik maken van mechanismen zoals drift (Beckett & Miller 1982).

Verspreiding door het substraat komt vooral voor in gebieden met grove substraten, zelfs tot diepten van meer dan 1 meter in de beekbodem en circa 3 meter in de oever. De aanwezige interstitiële ruimten bieden schuilplaatsen en verspreidingswegen. Voor droogvallende beken kan de bodem een overlevingsplaats bieden en kan bij hernieuwde watervoering de beek snel opnieuw bezet worden (Williams 1977). Voor de laaglandbeken is deze vorm van verspreiding minder van belang omdat de poriënruimte in onze zandige tot zandig-lemige gronden voor veel dieren te klein is. Vaak is deze poriënruimte dichtgeslibd, waardoor anaerobe processen optreden als gevolg.

In het algemeen betreft zijdelingse en lokale beweging geen échte migratie, het speelt zich op een te kleine ruimtelijke schaal af en is voor de onderhavige vraag verder niet van belang.

6.5 Verbreiding

Zoals het geval is in veel Nederlandse beeksystemen, is ook in het Schuitenbeeksysteem sprake van restpopulaties van karakteristieke soorten. In sommige bovenlopen van de Veldbeek worden nog karakteristieke macrofaunagemeenschappen aangetroffen. Deze geïsoleerde populaties handhaven zich onder relatief geschikte (meer natuurlijke) milieu-omstandigheden. Ze zijn van belang voor eventuele toekomstige herkolonisatie van herstelde beektrajecten. Anderzijds zijn ze kwetsbaar. Een enkele calamiteit kan deze populaties doen verdwijnen. Bij te geïsoleerde populaties treedt ook genetische verarming op (Dillon 1988). Sommige karakteristieke soorten zijn reeds volledig uit het Schuitenbeeksysteem verdwenen. In beide gevallen is verbreiding vanuit andere beeksystemen de enige nieuwe 'bron' voor vestiging van soorten.

Bij deze regionale vorm van verbreiding of regionale geografische verspreiding van soorten speelt de habitatkwaliteit op de verbreidingsroute een belangrijke rol. Over de habitateisen van karakteristieke rheofiele beeksoorten is veel bekend. Bij verbreiding behoeven de omstandigheden op de verbreidingsroute niet optimaal te zijn, maar moeten wel aan de minimumeisen van betreffende soorten voldoen.

Uit onderzoek blijkt dat de golfslagzone van de randmeren een geschikt habitat vormt voor rheofiele macro-evertebraten (onder andere Verdonschot 1990). Het relatief schone substraat, als gevolg van de uitspoelende werking van het water, en de zuurstofrijke condities van de geëxposeerde oeverzones zorgen dat de rheofiele soorten hier kunnen overleven. Verbreiding vanaf de monding van de Hierdense beek via de oeverzone van het randmeer naar het Schuitenbeeksysteem is zeer voorstelbaar. Het gehele traject vanaf de bovenlopen van de Hierdense beek tot aan de bovenlopen van het Schuitenbeeksysteem is bijna volledig passeerbaar. De minst geschikte milieu-omstandigheden voor rheofiele soorten worden in de benedenloop van de Schuitenbeek aangetroffen. Verbreidinsmogelijkheden voor macroevertebraten blijven bij een open afleiding én een voldoende hoofdstroom door de delta, aanwezig.

7 MIGRATIE VAN VISSEN

7.1 Inleiding tot vismigratie

Vissen houden hun populaties in stand op basis van enkele belangrijke biologische aspecten; voortplanting, voeding, groei en zelf-bescherming. Elk van deze biologische aspecten is gekoppeld aan bepaalde milieu-omstandigheden. Deze relatie kan als volgt worden samengevat (naar Milner 1984):

biologisch aspect	habitat kenmerk
1. *voortplanting*	
• migratie naar paaiplaats	• voldoende diepte en geschikte stroomsnelheid, • afwezigheid barrières
• ei-afzetting	• geschikt substraat
• incubatie	• stabiliteit substraat, geschikte temperatuur, voldoende zuurstof en waterbeweging
2. *voeding en groei*	
• beschikbaarheid voedsel	• oever- en aquatische vegetatie, substraat geschikt voor macroevertebraten productie, aanvoer allochtoon organisch materiaal
• optimaal energiegebruik voor bewegen en voedsel zoeken	• schuilplaatsen en beschutting (schaduw) zoals obstakels, boomwortels, diversiteit in stromingspatronen, substraattypen en oever- en waterbegroeiing, geschikte temperatuurrange
3. *zelf-bescherming*	
• tegen fysische verplaatsing	• beschutting en visuele isolatie d.m.v. gevarieerd
• tegen predatie	substraat, onderspoelde oevers, boomwortels, takken,
• tegen inter- en intraspecifieke concurrentie	omgevallen bomen, bladdammen, watervegetatie, luwte zones, aangesloten oude armen

Bij al deze biologische aspecten speelt migratie een rol. Onder migratie van vissen wordt verstaan de beweging van vissen van de voedselgebieden naar de paaigebieden en terug, van de paaigebieden naar de opgroeigebieden, van de opgroeigebieden naar de fourageer- of overwinteringsgebieden (Buskens & Nijhof 1990). Met andere woorden migratie is de beweging van vis tussen

functiegebieden. Volgens deze definitie heeft migratie betrekking op de regelmatige, seizoensgebonden, verplaatsing tussen twee of meer ruimtelijk gescheiden habitats van individuele vissen, delen van een populatie dan wel leeftijdsklassen (Raat 1994). Deze verplaatsingen van de vis zijn functioneel voor de overleving van de soort (Raat 1994). Echte migratie of trek kan ten aanzien van de vis zelf verder onderverdeeld worden in (Dumont 1982, Semmekrot 1994):

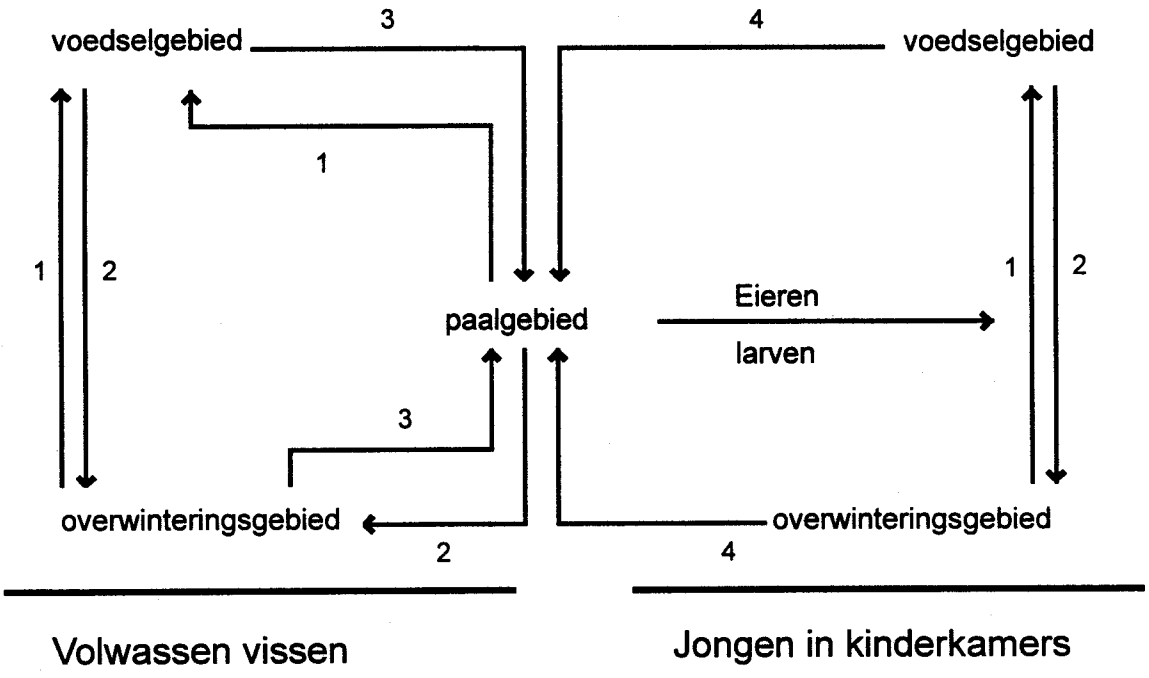
diadrome soorten; die migreren tussen zee en zoet onder te verdelen in;
- *anadrome soorten;* brengen het grootste gedeelte van hun leven door in zee en trekken naar zoet water om te paaien (bv. zalm, elft, steur),
- *katadrome soorten;* brengen het grootste gedeelte van hun leven door in zoet water en trekken naar zee om te paaien (bv. aal),

potamodrome soorten; die migreren alleen in het zoete water (bv. winde, snoek, barbeel, kopvoorn, sneep, serpeling, alver, vlagzalm, beekforel), door Quak (1994) onderverdeeld in;
- lokale migranten; migreren over korte afstand
- regionale migranten; migreren over langere afstand

oceanodrome soorten; die migreren alleen in zee.

Naast deze migrerende of trekkende soorten zijn ook een aantal *niet-diadrome* of *niet-potamodrome* soorten. Wanneer deze soorten zich handhaven zonder dat migratie van belang is, wordt soms van 'visbeweging' ten opzichte van 'vismigratie' gesproken. Deze standvissen hebben meer of minder plaatstrouw en verplaatsingen zijn in verhouding tot de diadrome soorten betrekkelijk gering (verscheidene tot tientallen kilometers). Voorbeelden van deze laatste categorie zijn karper, zeelt, baars, snoekbaars, blankvoorn, bermpje, rivierdonderpad, riviergrondel en beekprik.

De verplaatsingen hangen samen met compensatietrek (Steinmann et al. 1937) bijvoorbeeld als de vis passief door de stroom stroomafwaarts is verplaatst, of met stroomopwaartse verplaatsing bij toenemende watertemperatuur, het zoeken naar paaiplaatsen en dergelijke. Harden Jones (1968) geeft voor de verplaatsingen het volgende schema:



Legenda: 1: voedsel zoeken, 2: overwinteren, 3: paaien, 4: aanvulling populatie

Vismigratie kan plaats vinden binnen een watersysteem en tussen watersystemen. De migratierichting kan stroomafwaarts (vaak overwinteringsmigratie) en stroomopaarts (vaak paaimigratie) zijn. Ook zijdelingse verplaatsing van hoofdstroom naar oever of luwtezone vindt plaats.

Andere verplaatsingen zoals (her-)kolonisatie en dispersie met andere woorden verbreiding behoren ook tot de verplaatsing van vissen. In dit rapport wordt dan ook aandacht aan zowel migratie als verbreiding besteed.

Stroomafwaartse verspreiding of drift is voor vissen van veel minder groot belang in vergelijking tot de macro-evertebraten (Schönborn 1992). Alleen vissenlarven en kleine juveniele vissen kunnen met de stroom meegevoerd worden (Clifford 1972) of nemen actief deel. Oudere vissen kunnen zich bij een aanzwellende afvoer gemakkelijk verplaatsen in de richting van luwtezones, oever of stagnante zijwateren. Merwald (1987) noemt drift wel als belangrijke factor die tot verplaatsingen over grotere afstanden kan leiden, maar indiceert niet of het jonge dan wel volwassen dieren betreft. Bij piekafvoeren kunnen in de paaitijd de eieren worden bedekt met slib, kunnen eieren en larven worden weggespoeld en/of kan de hoeveelheid voedsel afnemen (McFadden & Cooper 1962, Quak 1994). Al deze gebeurtenissen beïnvloeden de vispopulaties in negatieve zin.

Overigens moet voor vis rekening worden gehouden met een herkolonisatiesnelheid van 40 jaar of meer (McCarthy 1985).

Uit deze opsomming blijkt dat vismigratie van soort tot soort verschilt en dat deze problematiek dan ook op soortsniveau benaderd moet worden. Voor het Schuitenbeeksysteem gaat daarom de aandacht uit naar de karakteristieke soorten beschreven in paragraaf 4.3. Omdat grote delen van het Schuitenbeeksysteem onderhevig zijn aan piekafvoeren (kanalisatie, drainagevoorzieningen in stroomgebied) moet ook voor vissen met drift-verschijnselen rekening worden gehouden. De omvang en het effect van dit proces is moeilijk aan te geven.

7.2 Kenmerken van vis in relatie tot migratie

7.2.1. Oriëntatievermogen, rheotaxis en licht

Bij het benaderen van migratie op soortsniveau verdienen allereerst enkele belangrijke soortsspecifieke kenmerken die in direct verband met migratie staan de aandacht. Het betreft het oriëntatievermogen, de rheotaxis, het effect van licht/donker, het gedrag en de fysieke capaciteiten van de vis.

Veel stromend water vissen zijn in de schemering of 's nachts actief zoals *Noemacheilus barbatula* en *Cottus gobio* (Smyly 1955, 1957). Aangezien veel soorten hun positie in de stroom handhaven door zich te oriënteren op vaste objecten en dit 's nachts moeilijk is, worden meer individuen in nachtelijke driftmonsters aangetroffen. Bodembewoners handhaven overigens hun positie door contact te houden met het substraat. Sommige soorten worden door de donkere duikers aangetrokken en verblijven in de ingang. Forellen passeren donkere vispassages zelfs beter (Ebel 1985).

Het oriëntatievermogen en het gedrag van een vis tijdens migratie bepaalt in sterke mate de wijze waarop barrières kunnen worden gepasseerd. Voor deze oriëntatie is het gezichtsvermogen van groot belang (Clausen 1931, Vriese 1994). Het gedrag van een vis ten opzicht van de stroming wordt rheotaxis genoemd. Als stroming afwezig is zwemt een vis willekeurig rond. Bij een toename van de stroomsnelheid oriënteert de vis zich met de kop op de sterkste stroming.

Verdere oriëntatie vindt plaats langs oevers, bodem en eventuele obstakels. Vissen kunnen alleen de waterstroom rond het lichaam waarnemen. Een vis volgt zo lang mogelijk eenzelfde waterbaan. Bij een te hoge stroomsnelheid of bij turbulentie wordt de vis uit de stroombaan gedwongen. Op basis van rheotaxis is (naar Pelz (1985) in Riemersma & Quak (1991)) de volgende indeling gemaakt:

limnofiel	eurytoop		rheofiel
zeelt		alver >	beekforel
giebel	blankvoorn		sneep
kroeskarper		riviergrondel >	regenboogforel
karper	< brasem		barbeel
snoek >		kopvoorn >	zeeforel
snoekbaars >	< kolbei		< winde
	baars		zeeprik
		serpeling >	bronforel
	< ruisvoorn		zalm
	zonnebaars		vlagzalm

< > = neigend naar naastliggende groep

De oriëntatie van, met name rheofiele, vissoorten op een duidelijk waarneembare, niet turbulente waterstroom (een zogenaamde lokstroom) biedt de mogelijkheid voor de vis een beekmonding of vispassage te vinden (Riemersma 1994). Overigens behoeft de lokstroom voor vis slechts ongeveer 5 % te zijn van het aanwezige debiet (Bell 1973). In tegenstelling hiermee pleiten andere auteurs voor een krachtige lokstroom.

7.2.2 Migratiegedrag en -periode

Het migratiegedrag van vissen wordt sterk beïnvloed door externe milieufactoren, zoals watertemperatuur, weergesteldheid, seizoen, dag-nachtritme en waterafvoer. Deze inductie dan wel remming van migratiegedrag kan plotseling ontstaan of stoppen. Vismigratie treedt gewoonlijk massaal en pulsgewijs op.

De migratieperiode staat in direct verband met alle eerder genoemde migratietypen. Gezien de verschillende migratietypen en de verschillende relevante vissoorten kan migratie eigenlijk het gehele jaar door optreden (Riemersma 1994).

7.2.3 Fysieke capaciteiten

Vissen zijn op hoofdlijnen in twee groepen te verdelen, namelijk de bodemvissen en de pelagische soorten. Een bodemvis houdt zich voornamelijk bij de bodem op en bevindt zich ook vaker in de oeverzone. Is bijvoorbeeld een duiker hoog boven de bodem gesitueerd dan zal deze voor een bodemvis moeilijker te passeren zijn. Voorbeelden van bodemvissen zijn beekprik, paling, zeelt, barbeel, bermpje, rivierdonderpad en riviergrondel. Pelagische soorten zijn onder andere winde, blankvoorn, elrits en alver. Pelagische soorten houden zich op in de waterkolom. De passeerbaarheid van duikers is het meest optimaal als deze op iedere (per vissoort) gewenste diepte migreerbaar is. Om een duiker succesvol te passeren is de fysische structuur van groot belang (dimensies en wandruwheid).

De stroomopwaartse migratie-capaciteit van de elrits en het bermpje is in meer natuurlijke, maar gestuwde beektrajecten, kleiner dan die van de beekprik (Zucchi & Goli 1981).

Om tegen de stroomsnelheid in een duiker op te zwemmen speelt eveneens de zwemkracht van de vis zelf een belangrijke rol. Factoren die van belang zijn bij de zwemkracht van een vis zijn enerzijds afhankelijk van de soort, de lengte, de vorm en de conditie (uithoudingsvermogen) van de vis, en anderzijds van de watertemperatuur (Riemersma 1990, Beach 1984, Gebhards & Fisher 1972). Waarnemingen aan de beekprik wijzen uit dat de larven nauwelijks tot niet in staat zijn tegen de stroom op te zwemmen en dat lage hindernissen niet genomen kunnen worden (Hardisty 1944, Malmquist 1980). Om de kans op terugspoelen in een duiker te verminderen, moet de stroomsnelheid in ieder geval lager zijn dan de sprintsnelheid van een vis (Riemersma 1994). Voor de zwemsnelheid van een vis wordt onderscheidt gemaakt tussen:

- *sprintsnelheid:* (= burst speed of darting speed); snelheid die een vis minder dan 20 seconden kan volhouden;
- *verhoogde snelheid:* (= prolonged speed, ook sustained speed genoemd); snelheid die een vis gedurende een zekere tijd (20 seconden tot 180/200 minuten) kan volhouden, maar die dan tot uitputting leidt;
- *kruissnelheid:* (=cruising speed, soms in de literatuur sustained speed genoemd hetgeen gemakkelijk tot verwarring met de vorige categorie kan leiden); snelheid die een vis lang (> 200 minuten) kan volhouden zonder dat dit direct tot uitputting leidt.

Overzichten van snelheden per soort geven onder andere Riemersma (1990), Riemersma & Quak (1991), Powers (1985) en Dane (1978a, 1978b). In het algemeen geldt voor langzame zwemmers (lengte 10 cm) een zwemsnelheid van 0.2-0.5 m/s over een afstand > 10 m en voor snelle zwemmers 1.0-2.0 m/s (Semmekrot 1994).

De lengte van de duiker is dus ook mede bepalend voor de passeerbaarheid. Voor de beoordeling van de passeerbaarheid van een lange duiker moet van de kruissnelheid worden uitgegaan. Voor vispassages houden Bell & Hildebrand (1979) een maximale stroomsnelheid van 50% van de vissprintsnelheid aan, het betreft dan kortere afstanden.

Naast de individuele capaciteit van de vis is ook de capaciteit van de populatie van belang. Om genetische verliezen te voorkomen mag een vispopulatie eigenlijk niet kleiner dan 500 individuen tot minimaal 50 geslachtsrijpe exemplaren bevatten (Franklin 1980). Hetgeen betekent dat het overwinnen van een barrière door meer dan een enkel individu moet kunnen geschieden wil een populatie kunnen aanslaan.

Een duiker is een vergroot risico voor de migratie en verbreiding van fauna. Enerzijds geeft een toenemende lengte van de duiker, een vergroting van de barrièrewerking voor de passage van fauna en anderzijds vormt de licht/donker verhouding bij toenemende lengte van een duiker een groter wordende barrière. Wordt voor een duiker gekozen dan is het van belang de bodem van voldoende structuur te voorzien en voldoende waterdiepte te handhaven omdat zowel bodem- als pelagische soorten moeten kunnen passeren. De bodemvissen oriënteren zich op deze structuren. Ten aanzien van de aanleg van een moerassysteem geldt dat een lokstroom aanwezig moet zijn, eveneens om oriëntatie redenen.

Een duiker dient het gehele jaar passeerbaar te zijn, dit is niet het geval bij de aanwezigheid van een terugslagklep. Wegens de geringe afvoer van de Schuitenbeek is de duiker dan een groot deel van het jaar gesloten. Verder dient een duiker van voldoende omvang te zijn om hogere aantallen individuen gelijktijdig te kunnen laten passeren. Hoe korter een duiker des te beter zal deze passeerbaar zijn, vooral als in de duiker hogere stroomsnelheden optreden. Bijvoorkeur is de stroomsnelheid in de duiker gedurende grote delen van het jaar lager dan 0.2-0.5 m/s.

7.3 Typen vismigratie

Zoals al in de inleiding van dit hoofdstuk is opgemerkt worden een aantal typen van vismigratie onderscheiden. De redenen voor vismigratie en -beweging zijn onder meer door Merwald (1987), Semmekrot (1994) en Quak (1994) opgesomd:

- opzoeken refugia (vluchtgedrag) en dag-nacht ritme (dagelijkse bewegingen),
- voortplantings- of *paaimigratie* en/of wisselende habitat voorkeuren per levensstadia,
- vereffenen verschillen in populatie grootte of *compensatiemigratie*,
- voedsel zoeken of *fourageermigratie*,
- overwinterings- of *seizoensmigratie*,
- tegengaan gevaar van geïsoleerde populatie, verspreiding en herkolonisatie (dispersie).

In de bovenstaande opsomming kan onderscheid worden gemaakt tussen enerzijds dagelijkse bewegingen binnen het biotoop en verplaatsingen over grote afstanden oftewel verbreiding, en anderzijds eigenlijke migratie. De volgende typen van migratie worden onderscheiden:

7.3.1 paaimigratie

Paaimigratie betekent dat eieren en jongbroed andere milieu-omstandigheden (biotoop) nodig hebben dan de oudere levensstadia. Dit biotoop moet aan de eieren en de jongen optimale omstandigheden voor ontwikkeling alsmede beschutting bieden (Vasnetsov 1953). Paaimigratie zal sterk toenemen indien

geschikte paaiplaatsen ontbreken. Dit betekent dat paaimigratie in gekanaliseerde beken groter zal zijn dan in natuurlijke systemen (Riemersma & Quak 1991).

7.3.2 compensatiemigratie

Compensatiemigratie treedt op om drift te compenseren (Steinmann et al. 1937). Bij hoge afvoeren wordt vooral jonge vis door de stroming stroomafwaarts verplaatst. De dieren zullen bij de afname van de stroomsnelheid weer proberen de bovenstroomse trajecten te bezetten.

Onder natuurlijke omstandigheden is dit mechanisme van minder groot belang dan in gekanaliseerde systemen. Natuurlijke beken bezitten een verscheidenheid aan habitats en luwtezones en zullen bij hoge afvoeren overstromen zodat vis steeds een uitwijkmogelijkheid vindt. Daarnaast maakt de vis in natuurlijke systemen gebruik van open afgesneden rivierarmen. In gekanaliseerde beken is dit minder het geval en zal het aandeel in drift groter zijn.

7.3.3 fourageermigratie

Deze vorm van migratie is een gevolg van enerzijds inter- en intraspecifieke concurrentie en anderzijds het gegeven dat verschillende levensstadia verschillende voedselbehoeften (kunnen) hebben. De dagelijkse beweging t.b.v. voedsel zoeken valt feitelijk ook binnen deze vorm van migratie.

7.3.4 seizoensmigratie

Seizoensmigratie treedt bij soorten op die in verschillende seizoen andere biotopen bewonen. Vaak betreft het migratie van en naar overwinteringsplaatsen. Dat dit gedrag ook kan verschillen binnen de soort afhankelijk van de milieu-omstandigheden beschrijft Crisp (1985). Na de aanleg van een stuwmeer blijkt de populatie van de rivierdonderpad, normaliter een standvis, seizoensmigratie te vertonen. Ze trekken zich in het stuwmeer terug in de winter en zwemmen in het voorjaar de rivier op om te paaien. Dit gedrag was reeds bekent van vissen uit benedenlopen zoals serpeling, barbeel en sneep.

Ten aanzien van de karakteristieke soorten in het Schuitenbeeksysteem speelt voor de soorten uit de bovenloop vooral de compensatiemigratie een rol. Of dit proces zich echter voorbij de monding uitstrekt is twijfelachtig. Voor de soorten uit midden- en benedenloop spelen paai-, seizoens- en in mindere mate compensatiemigratie een rol. De laatste vanwege het gekanaliseerde karakter van de benedenloop van de Schuitenbeek. Beide andere migratietypen hangen direct samen met de biologie van betreffende soorten. Vanuit migratie oogpunt is de passeerbaarheid van de Schuitenbeekmonding vooral van belang voor de soorten uit de midden- en benedenloop.

7.4 Biotoop en verbreiding

Op basis van het verhang van een stromend water en de daarmee samenhangende factoren stroomsnelheid en watertemperatuur is een indeling van stromende wateren in zones op basis van voorkomende vissen ontstaan (Huet 1954, Illies 1952): forel-, vlagzalm-, barbeel- en brasemzone. Bij de forel- en vlagzalmzone betreft het voornamelijk heuvellandbeken en beken van het Geultype. Intermediaire beken behoren tot de barbeelzone en komen vooral op de randen van de stuwwallen voor. Laaglandbeken worden tot de brasemzone gerekend (Buskens & Nijhof 1990). Het Ministerie van LNV (1990) beschrijft de zones als volgt:
De *forelzone* bevat salmoniden en cypriniden met beekforel, elrits en beekprik. Het milieu is ondiep (tot ca. 1 m), zuurstofrijk, snelstromend (30-50 cm/s), lage temperatuur (max. < 15 °C) en bevat grindbanken.
De *vlagzalmzone* bevat naast vlagzalm en forel ook barbeel, kopvoorn, sneep, winde serpeling en riviergrondel. Daarnaast komen paling, blankvoorn, baars e.d. voor. Het milieu is matig diep tot ondiep (1-2 m plaatselijk minder), zuurstofrijk, snelstromend (25-50 cm/s), lage tot matige temperatuur (max. < 20 °C) en bevat grindbanken.
De *barbeelzone* bevat naast salmoniden voornamelijk cypriniden, zoals barbeel, kopvoorn, sneep, blankvoorn, brasem en winde naast baars, karper en paling. Het milieu kent meer fluctuerende zuurstofgehalten, is matig diep (tot ca. 2 m), minder snelstromend (10-25 cm/s) en de temperatuur is gematigd (max. boven 20 °C).
De *brasemzone* bevat soorten zoals brasem, blankvoorn, karper, ruisvoorn, zeelt, snoek, snoekbaars, baars, pos en paling. Het milieu is variabel, ondiep tot diep, geen tot geringe stroomsnelheid (0-10 cm/s) met een temperatuur van vaak boven de 20 °C.

De verspreiding van aan deze zones toegekende vissoorten ziet er als volgt uit:

forelzone	**vlagzalmzone**	**barbeelzone**	**brasemzone**	**brak water**
beekforel	vlagzalm	barbeel	brasem	elft
rivierdonderpad	kopvoorn	winde	zeelt	fint
kleine modderkruiper	sneep	roofblei	<baars	harder
<beekprik		<serpeling	<ruisvoorn	<steur
	<bermpje	<alver	<blankvoorn	<bot
	<riviergrondel		<snoek	
	<elrits	kwabaal	<paling	
			karper	

< > = *neigend naar naastliggende groep*

Deze zonering is ongelijk de indeling van laaglandbeken in boven-, midden- en benedenlopen. De bovenlopen worden van nature bewoont door beekprik, elrits, rivierdonderpad, bermpje en stekelbaarzen. Beide laatste hebben zich ook in gereguleerde beken weten te handhaven. Benedenstrooms is de soortenrijkdom van laaglandbeken groter. Dominant zijn blankvoorn, baars en snoek. Ook de riviergrondel komt hier regelmatig voor. De hogere soortenrijk-

dom is mede een gevolg van het opzwemmen van soorten zoals winde en baars. Typisch voor de midden- en benedenlopen zijn soorten zoals kopvoorn, serpeling en elrits. Typisch voor de benedenloop zijn winde, barbeel en kopvoorn. Vaak komen in de stilstaande benedenlopen ook limnofiele soorten voor zoals ruisvoorn, zeelt en kroeskarper. Barbeel is nog nooit in Nederlandse beken gevangen, maar ook sneep en kwabaal komen nauwelijks voor.

Quak (1994) geeft een aantal belangrijke kenmerken per vissoort (bijlage 2). Uit deze kenmerken blijken de biotoopeisen en migratiekenmerken per soort. De indeling van Quak (1994) naar hoofdwatertypen verschilt van het zoneringsconcept. Op grote ruimtelijke schaal is sprake van een lengte- en dwarszonering van biotopen voor vissoorten. Echter, deze zonering is veel minder uitgesproken dan zoals die voor de macrofauna is beschreven (Quak 1994). In het algemeen geldt dat grotere individuen de diepere hoofdstroom opzoeken of juist de diepere aangrenzende wateren terwijl de larven en juvenielen de ondiepe delen bezetten (Schlosser 1987). Een benadering naar levensstadium per soort lijkt noodzakelijk. Voor informatie over biotoopeisen per levensstadium wordt verwezen naar Quak (1994).

Ten behoeve van de verbreiding van vissoorten is het niet noodzakelijk dat de verbindingszones volledig voldoen aan de biotoopeisen van de betreffende soorten. Vooral volwassen vissen zullen minder strenge eisen stellen. Een gekwantificeerd beeld van de minimumeisen per soort ontbreekt vooralsnog. Echter, uit de hoge frequentie van incidentele vangsten van bedreigde en vaak veeleisende soorten in 'ongeschikte' watertypen (naar De Nie 1996) kan een toch vrij grote verbreidingscapaciteit worden afgeleid.

Voor laaglandbeken zoals het Schuitenbeeksysteem zijn de nog in Nederland voorkomende rheofiele salmoniden niet van belang. Van de overige rheofiele soorten zijn de standvissen beekprik, rivierdonderpad en bermpje wel belangrijk. Alle drie worden ze als bedreigd beschouwd (De Nie 1996). De omvang van geschikt biotoop voor deze soorten is in het Schuitenbeeksysteem tot op heden beperkt maar als potentieel belangrijke soorten van een natuurlijke beekvisfauna wel van groot belang. Omdat calamiteiten altijd kunnen optreden, maakt dit het in stand houden van verbreidingsmogelijkheden noodzakelijk. De mogelijkheid van voorkomen van de elrits is twijfelachtig, er zijn echter recente waarnemingen van de Oost-Veluwe bekend (De Nie 1996). Het Schuitenbeeksysteem levert voor de elrits momenteel een weinig geschikt biotoop. Echter, toekomstige verbetering vraagt eveneens om blijvende mogelijkheden voor verbreiding. Belangrijk in midden- en benedenlopen van laaglandbeken zijn de cypriniden kopvoorn, sneep, winde, serpeling, barbeel en gestippelde alver. De laatste wordt als verdwenen beschouwd. De overigen vertonen overwinteringsmigratie. De voor de Schuitenbeek relevante soorten worden in paragraaf 4.3 genoemd. Behalve de winde zijn alle voor het Schuitenbeeksysteem karakteristieke soorten bedreigd (De Nie 1996). Voor veel van deze karakteristieke soorten lijkt het Schuitenbeeksysteem een minder optimaal biotoop te bieden alhoewel sommige soorten nog aanwezig zijn. Voor de andere soorten geldt eveneens dat verbreidingsmogelijkheden bij eventueel beekherstel nodig zijn. Voor de potentiële beekvissen vormt een duiker een extra risico.

8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN INRICHTING MONDING SCHUITENBEEKSYSTEEM

8.1 Conclusies uit het voorgaande

Allereerst zijn de conclusies uit de voorgaande hoofdstukken gebundeld om in paragraaf 9.2 aanbevelingen te doen.

8.1.1 Schuitenbeeksysteem

De potentiële karakteristieke macrofaunasoorten zijn als volgt over de taxonomische hoofdgroepen vertegenwoordigd:

macrofauna-groep	**aantal taxa**
MOLLUSCA (slakken en tweekleppigen)	4
TRICLADIDA (platwormen)	1
OLIGOCHAETA (borstelwormen)	4
HIRUDINAE (bloedzuigers)	2
CRUSTACEA (kreeftachtgen)	1
COLEOPTERA (waterkevers)	9
ODONATA (libellen)	1
HETEROPTERA (wantsen)	4
PLECOPTERA (steenvliegen)	5
NEUROPTERA (gaasvliegen)	2
MEGALOPTERA (slijkvliegen)	1
EPHEMEROPTERA (eendagsvliegen)	7
TRICHOPTERA (kokerjuffers)	22
TANYPODINAE (vedermuggen)	5
ORTHOCLADIINAE (vedermuggen)	18
CHIRONOMINI (vedermuggen)	6
LIMNOBIIDAE (langpootmuggen)	3
SIMULIIDAE (kriebelmuggen)	3

De potentiële karakteristieke visfauna van het Schuitenbeeksysteem ziet er voor de planperiode als volgt uit:

bovenloop	**middenloop**		**benedenloop**
beekprik	<riviergrondel>		winde
rivierdonderpad	serpeling		(sneep)
bermpje>		<kopvoorn>	(kwabaal)
	(<elrits>)		

< > neigend naar naast liggende groep; () minder te verwachten

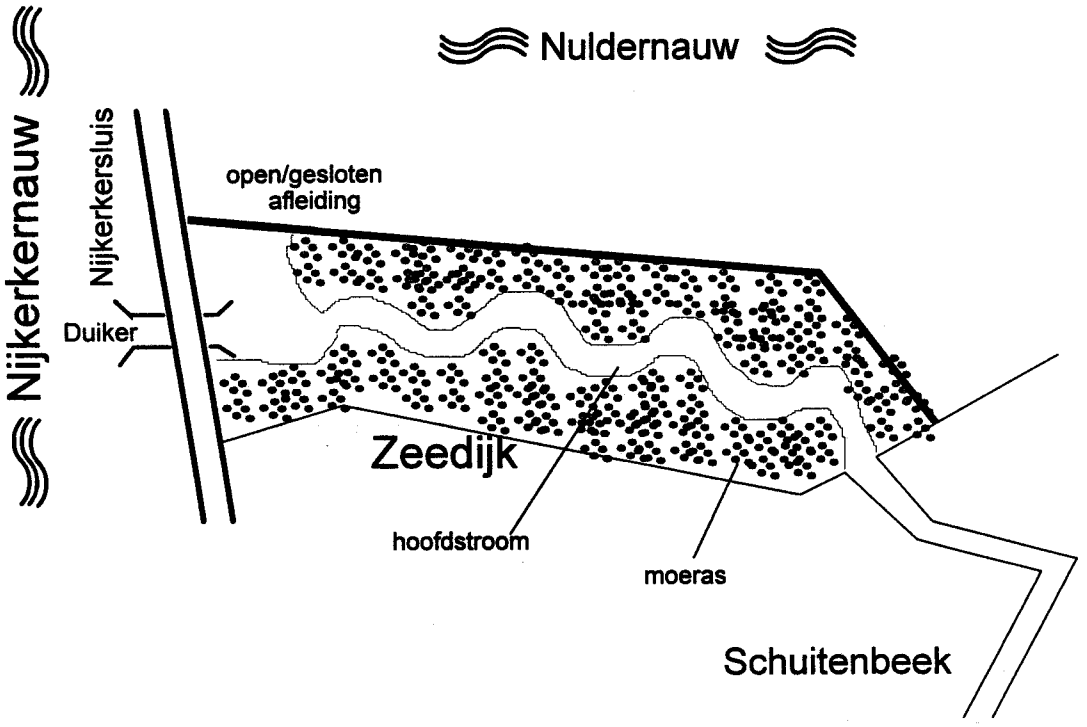
Uit de studie is gebleken dat de migratie en verbreiding van de macrofauna in een groot aantal gevallen afwijkt van die van vissen. Het schaalniveau waarop beide groepen functioneren verschilt duidelijk, zoals ook de kenmerken van deze twee diergroepen ten opzichte van barrières. Daarom wordt elke groep apart behandeld.

Voor beide groepen geldt dat in het Schuitenbeeksysteem kan worden aangenomen dat abiotische omstandigheden kunnen optreden die leiden tot emigratie en/of het verdwijnen van karakteristieke soorten macrofauna en vis. Calamiteiten zoals droogvalling, extreme piekafvoeren en illegale mestlozingen komen voor en zijn redelijkerwijs ook in de komende periode te verwachten. Dit betekent dat herkolonisatie door, en dus verbreidingsmogelijkheden voor, de huidig aanwezige fauna mogelijk moet blijven. Verbreidingsmogelijkheden voor de fauna moeten ook aanwezig blijven om het rendement van eventuele beekherstelprojecten in het Schuitenbeeksysteem niet (vooraf) teniet te doen. Verder is ook het in stand houden van mogelijkheden voor échte migratie een belangrijk aspect dat pleit voor passeerbaarheid van de monding.

8.1.2 verspreidingsbarrières

Bij de afleiding van de monding van de Schuitenbeek kunnen twee onderdelen tot barrière worden. Dit betreft ten eerste de aanleg van een duiker met een terugslagklep die uitmondt op het Nijkerkernauw bij een gesloten afleiding en ten tweede de ontwikkeling van een delta of moeras in het af te dammen gedeelte van het Nuldernauw zowel bij een open of gesloten afleiding. Op de mate van passeerbaarheid in relatie tot de inrichting wordt hierna ingegaan. Deze inrichtingsopties zijn schematisch weergegeven in figuur 4.

Bij de keuze voor de aanleg van een volledig gesloten afleiding staat deze via een duiker met terugslagklep zonder gemaal in verbinding met het Nijkerkernauw/Eemmeer.



Figuur 4. Inrichtingsopties afleiding monding Schuitenbeek.

Uit literatuuronderzoek blijkt over de relatie tussen macrofauna en duikers weinig informatie te bestaan. Echter ook voor vis is slechts incidenteel informatie voor handen. Om toch uitspraken over een open of gesloten monding te doen is uitgegaan van de levensprocessen die samenhangen met enerzijds migratie en verbreiding, en anderzijds levensomstandigheden en overleving. Met andere woorden passeren dieren de duiker en waarom en hoe overleven ze de omstandigheden voor, in en na de duiker?

Om de passeerbaarheid van deze duiker voor de afvoer van de Schuitenbeek bij Nijkerkersluis te beoordelen moeten verval, stroomsnelheid, waterdiepte (diameter), lengte, wandruwheid en licht/donker situatie van de nieuw aan te leggen duiker worden vergeleken met de habitateisen van de potentiële passanten, met andere woorden de karakteristieke macrofauna- en vissoorten. In relatie tot de macro-evertebraten is de stroomsnelheid en de samenstelling van een eventueel substraat van groot belang. Naar verwachting treden geen niveauverschillen op bij in- en uitstroomopening; dit is ook ongewenst voor faunapassage. Verval is afwezig. De stroomsnelheid staat in relatie tot de dimensies van de duiker en tot de afvoer. In gesloten toestand vormt een teurgslagklep een volledige barrière. Gezien de afvoerpatronen van het systeem zou deze barrière gedurende te lange perioden (met lage of géén afvoer) funtioneren. Ten aanzien van wandruwheid heeft een duiker met een bodem voorzien van voldoende structuur en voldoende waterdiepte de voorkeur omdat zowel bodem- als pelagische soorten moeten kunnen passeren. De bodemvissen oriënteren zich op deze structuren. De benthische macrofauna verplaatst zich door het bodemsubstraat. Naar alle waarschijnlijkheid vormt de licht/donker verhouding in een duiker geen barrière indien de duiker te lang is. Een terugslagklep verhindert in perioden zonder afvoer stroomopwaartse migratie, die voor zowel macrofauna als vis van belang is. Een terugslagklep vormt in gesloten toestand een volledige barrière. Gezien de afvoerpatronen van het systeem zou deze barrière gedurende te lange perioden (perioden met lage of geen afvoer) functioneren.

Een duiker dient het gehele jaar passeerbaar te zijn. Verder dient een duiker van voldoende omvang te zijn om hogere aantallen individuen gelijktijdig te kunnen laten passeren. Hoe korter een duiker des te beter zal deze passeerbaar zijn, vooral als in de duiker hogere stroomsnelheden optreden. Een duiker van > 100 meter is lang. Bij voorkeur is de stroomsnelheid in de duiker gedurende grote delen van het jaar lager dan 0.2-0.5 m/s.

Bij de keuze van een open afleiding blijft een gedeelte van het af te dammen traject in het Nuldernauw open en is vrije uitwisseling tussen randmeer en Schuitenbeeksysteem mogelijk.

Om de passeerbaarheid van het afgedamde gedeelte in het Nuldernauw zelf te beoordelen moeten de potentiële milieu-omstandigheden van de delta of het moeras vergeleken worden met de habitateisen van de karakteristieke passanten. Dit hangt af van de te kiezen inrichting van het moeras, waar vooral het al dan niet aanwezig blijven van een hoofdstroom (lokstroom, doorstroomde hoofdgeul) met meer beektypische mileu-kenmerken van belang is. Rheofiele dieren kunnen zich bij verplaatsing op deze lokstroom oriënteren. Ook de mate van eutrofiëring van het moerasgedeelte (eutrofiëring >- overmatige planten

groei -> secundaire saprobiëring -> verslechterde zuurstofhuishouding) moet hierin worden betrokken.

8.1.3 macrofauna

Macrofauna blijkt een verscheidenheid aan verspreidingsmechanismen te kunnen gebruiken. Niet iedere soort kan van elk mechanisme gebruik maken, echter veel soorten hebben meerdere mogelijkheden. Het is daarom niet mogelijk algemene uitspraken over verspreiding en verspreidingsbeperkingen te doen.

De problemen moeten eigenlijk per soort dan wel per soortengroep worden beoordeeld. In het algemeen kunnen uitspraken over soort-milieu relaties dan ook betrouwbaar op soortsniveau worden gedaan.

Voor de macrofauna wordt onderscheid gemaakt tussen stroomafwaartse en stroomopwaartse beweging. Om het aandeel van stroomafwaartse beweging of drift voor de Schuitenbeek in beeld te brengen is het nodig om voor de karakteristieke soorten de kans op drift te bepalen. In dit kader voert het te ver om dit proces per soort te beschrijven, wel gelden de volgende algemeenheden. Aangezien in grote delen van het stroomgebied van de Schuitenbeek drainage-voorzieningen zijn aangebracht in de vorm van sloten, greppels en drainagesystemen, vindt vooral in het voorjaar en bij zware zomerbuien een extra versnelde en verhoogde afvoer van water plaats. De mate van kanalisatie van grote delen van het Schuitenbeeksysteem versterken dit proces. Kanalisatie en normalisatie van de watergangen, in samenhang met piekafvoeren, leidt tot een sterk verhoogde kans op drift van individuen en soorten. Juist in de natuurlijkere trajekten van het Schuitenbeeksysteem kan drift tot een sterke reductie van aantallen dan wel het totaal verdwijnen van soorten leiden omdat ook deze trajecten inmiddels onder druk staan en kwetsbaar zijn geworden. Deze hydrologische en fysische milieu-omstandigheden in het huidig Schuitenbeeksysteem pleiten sterk voor het behouden dan wel bevorderen van verbreidingsmogelijkheden voor macro-evertebraten.

Het veilig stellen van stroomopwaarts gerichte verbreidingsmogelijkheden tussen beeksystemen is een belangrijk aandachtspunt bij wijzigingen in de monding van het Schuitenbeeksysteem. Lokale migratie van macrofauna in het Schuitenbeeksysteem zelf is niet van belang en zal zich niet uitstrekken tot voorbij de monding. Veel karakteristieke soorten zijn in hun huidige verspreiding beperkt tot de bovenlopen. Binnen de planperiode is het niet te verwachten dat ook de benedenloop in vergaande mate hersteld zal worden. Lokale migratie van soorten uit de benedenloop, soorten die dan eventueel wel de monding passeren, is daarom niet van belang.

De overige stroomopwaartse migratiestrategieën (via water, land en lucht) van de karakteristieke soorten en soortengroepen van het Schuitenbeeksysteem zijn meer van toepassing. Een deel van de macrofauna maakt gebruik van stroomopwaartse migratie via het water. Voor deze groep kan een duiker of moeras een barrière vormen. Het aandeel van deze vorm van migratie verschilt sterk van circa 8 tot 50 % van het totaal aan migrerende dieren. Meer dan de helft van deze migranten kan ook gebruiken maken van één of meerdere

andere migratiestrategieën. Gezien de toch veelal beperkte afstand die de macrofauna aflegt, zal voor het Schuitenbeeksysteem binnen de planperiode het aantal succesvolle migranten gering zijn. Het betreft tenslotte voornamelijk soorten uit de bovenlopen. Bovendien zijn de milieu-omstandigheden in de huidige benedenloop uiterst ongeschikt voor deze karakteristieke soorten. Ook dit verkleint de kans op succesvolle migranten.

Wel kan, door het terugdringen van het overmatig gebruik van meststoffen en door beekherstelmaatregelen, de kwaliteit van de benedenloop in de planperiode verbeteren. Dan worden verbreidingsmogelijkheden ook belangrijker. Verder moet steeds worden bedacht dat door het beperken van het aantal verbreidingsmogelijkheden ook de kans op succesvolle (her-)kolonisatie wordt verkleind. Uit onderzoek blijkt dat de golfslagzone van de randmeren een geschikt habitat vormt voor rheofiele macro-evertebraten. Het relatief schone substraat, als gevolg van de uitspoelende werking van het water, en de zuurstofrijke condities van de geëxposeerde oeverzones zorgen dat de rheofiele soorten hier kunnen overleven. Verbreiding vanaf de monding van de Hierdense beek via de oeverzone van het randmeer naar het Schuitenbeeksysteem is zeer voorstelbaar. Het gehele traject vanaf de bovenlopen van de Hierdense beek tot aan de bovenlopen van het Schuitenbeeksysteem is bijna volledig passeerbaar.

De minst geschikte milieu-omstandigheden voor rheofiele soorten worden in de benedenloop van de Schuitenbeek aangetroffen. Verbreidingsmogelijkheden voor macro-evertebraten blijven bij een open afleiding én een voldoende hoofdstroom door de delta, aanwezig.

8.1.4 vissen

Ook vismigratie en -verbreiding verschilt van soort tot soort en moet eveneens op soortsniveau benaderd worden. Voor het Schuitenbeeksysteem gaat daarom de aandacht uit naar bovengenoemde karakteristieke soorten.

Voor laaglandbeken zoals het Schuitenbeeksysteem zijn de nog in Nederland voorkomende rheofiele salmoniden niet van belang. Van de overige rheofiele soorten zijn de standvissen beekprik, rivierdonderpad en bermpje wel belangrijk. Alle drie worden ze als bedreigd beschouwd. De omvang van geschikt biotoop voor deze soorten is in het Schuitenbeeksysteem tot op heden beperkt. Omdat calamiteiten altijd kunnen optreden maakt dit het in stand houden van verbreidingsmogelijkheden noodzakelijk. Met andere woorden voor de karakteristieke vissoorten uit de bovenlopen van het Schuitenbeeksysteem geldt dat migratiemogelijkheden in de monding van de Schuitenbeek aanwezig moeten zijn ten behoeve van hun verbreiding en bij compensatiemigratie. Of dit laatste proces zich echter voorbij de monding uitstrekt is twijfelachtig. De mogelijkheid van voorkomen van de elrits is twijfelachtig, er zijn echter recente waarnemingen van de Oost-Veluwe bekend. Het Schuitenbeesysteem levert voor de elrits momenteel een weinig geschikt biotoop. Echter, toekomstige verbetering vraagt eveneens om blijvende mogelijkheden voor verbreiding.

Belangrijk in midden- en benedenlopen van laaglandbeken zijn de cypriniden kopvoorn, sneep, winde, serpeling, barbeel en gestippelde alver. De laatste

wordt als verdwenen beschouwd. De overigen vertonen overwinteringsmigratie. Behalve de winde zijn alle voor het Schuitenbeeksysteem karakteristieke soorten bedreigd. Voor van deze karakteristieke beekvissoorten lijkt het Schuitenbeeksysteem een minder optimaal biotoop te bieden alhoewel sommige soorten nog aanwezig zijn. Voor de andere soorten geldt eveneens dat verbreidingsmogelijkheden bij eventueel beekherstel nodig zijn. Voor alle vissoorten uit midden- en benedenloop spelen paai-, seizoens- en in mindere mate compensatiemigratie een rol. Compensatiemigratie speelt een rol vanwege het gekanaliseerde karakter van de benedenloop van de Schuitenbeek. Beide andere migratietypen hangen direct samen met de biologie van betreffende soorten. Vanuit migratie-oogpunt is de passeerbaarheid van de Schuitenbeekmonding vooral van belang voor de soorten uit de midden- en benedenloop.

Omdat grote delen van het Schuitenbeeksysteem onderhevig zijn aan piekafvoeren (kanalisatie, drainagevoorzieningen in stroomgebied) moet ook voor vissen met drift-verschijnselen rekening worden gehouden.

Aangezien vismigratie het gehele jaar door optreedt moeten oplossingen van permanente aard zijn; tijdelijke oplossingen zijn in het algemeen migratiebelemmerend. Een en ander hangt samen met de keuze van karakteristieke vissoorten en tijdstippen van bepaald beheer.

De inspanning van de vis om migratievoorzieningen (bijvoorbeeld vistrap) te passeren kosten extra energie. Dit energieverlies kan leiden tot vervroegde paaiing of uitputting. Om een gezonde vismigratie en -stand te waarborgen dienen barrières zoveel mogelijk te worden vermeden. Aangezien migratie pulsgewijs optreedt dienen migratievoorzieningen voldoende groot van omvang (dimensies van passage zoveel mogelijk in richting dimensies van de betreffende beek) te zijn. Migratie en verbreiding zijn niet de enige belangrijke criteria voor de aanwezigheid en/of het succes van een soort.

Uiteraard moeten de habitats en biotopen van en waar naar toe soorten zich verplaatsen geschikt zijn. Maar ook moeten de milieu-omstandigheden op de migratieroute voldoende zijn om overleving te waarborgen.

Binnen dit onderzoek is nauwelijks aandacht aan de overlevingseisen van de betrokken soorten besteed. Het verdient aanbeveling dit in de toekomst wel in een afweging mee te nemen.

8.2 Gesloten of open afleiding

Bij de keuze tussen een gesloten of open afleiding speelt ook de inrichting van de duiker zelf mee. Uit de studie naar de relatie tussen de beekfauna en de passeerbaarheid van duikers zijn een aantal criteria (dimensies, stroomsnelheid, substraat, lengte, wandruwheid) naar voren gekomen die een duiker beter passeerbaar maken. De overgang van een klein gedimensioneerde, ronde, gladde, lange, sterk stromende duiker (aan te duiden als O-vormige duiker) via een feitelijk overkluisde beek met grote dimensies, lage stroomsnelheid, substraat aanwezig, korter en ruw substraat (U-vormige duiker), beide in relatie met een gesloten afleiding, naar een open afleiding vormt een gradiënt.

De genoemde gradiënt kan worden vergeleken met de verschillende eisen en kenmerken van de potentiële passanten.

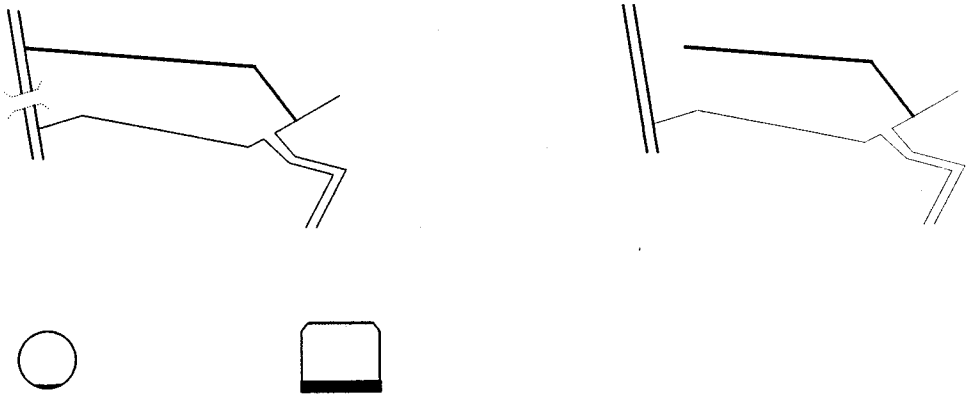
Een open afleiding wordt niet als een barrière beschouwd en geldt als nulsituatie. Allereerst stellen dan de potentiële passanten eisen aan de te passeren barrière, hier de duiker:

duiker	**macrofauna**	**vissen**
diameter	benadering beek	benadering beek
stroomsnelheid	laag	± 0.25 m/s
substraat	aanwezig	minder van belang
lengte	minder van belang	zo kort mogelijk
wandruwheid	aanwezig	hoog
passeerbaarheid	gehele jaar	gehele jaar
terugslagklep	barrière	barrière

Dit betekent dat de inrichting van de duiker van groot belang is bij de weging van de barrièrewerking. Deze kan bij een geschikte inrichting sterk worden verkleind.
Hierboven is de passeerbaarheid van de duiker zelf geschetst voor de fauna speelt het belang van het passeren ten behoeve van migratie en verbreiding een essentiële rol. Voor macrofauna zijn de verbreidingsmogelijkheden van belang, zij het dat het grootste deel van de verbreiding van macrofauna via andere wegen plaats zal vinden. In het volgende schema is het belang van de verschillende verplaatsingen van de fauna aangegeven;

verplaatsing	**macrofauna**	**vissen**
lokale beweging	geen	geen
paaimigratie	geen	groot
compensatiemigratie	matig	nauwelijks
fourageermigratie	geen	nauwelijks
seizoensmigratie	geen	groot
verbreiding	matig	groot

Dit betekent dat de mogelijke migratiebarrière voor de macrofauna slechts van matig belang is terwijl die voor vis van groot belang is.
Door het belang van beekfaunaverplaatsing te relateren aan de verschillende opties van inrichting wordt de volgende waardering verkregen:



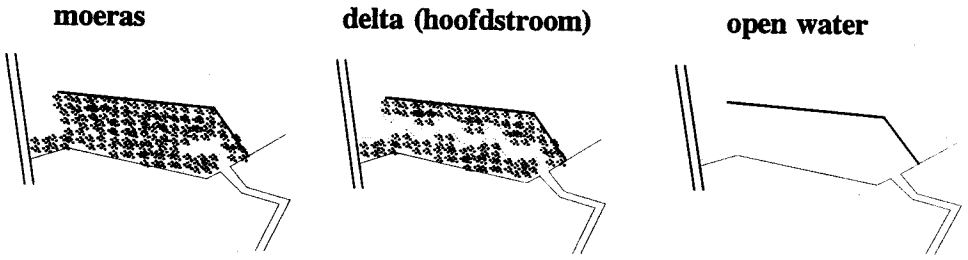
	gesloten afleiding		open afleiding
	O-duiker	U-duiker	
macrofauna	-	o / -	+ +
vissen	--	o / +	+ + +

Opgemerkt moet worden dat bij een gesloten afleiding potentiële fauna vanuit de Hierdense beek eerst de Nijkerkersluis moet passeren alvorens door de duiker te kunnen migreren. Samenvattend betekent het dat de open afleiding de voorkeur verdient boven de U-vormige duiker.

8.3 Open water, delta- of moerasontwikkeling

Het af te dammen gedeelte van het Nuldernauw gaat in de toekomst functioneren als benedenloop van de Schuitenbeek. Dit gedeelte van het randmeer kan als moeras worden ingericht. Bij de keuze voor de aanleg van een moeras speelt de vraag van de precieze inrichting en de barrièrewerking daarvan. Ook hier is een gradiënt aan mogelijkheden gaande van een gesloten moeras waarbij het water vanuit de Schuitenbeek diffuus door het moeras 'stroomt', via een moeras met meerdere (een delta) of één enkele hoofdafvoergeul naar een volledig open water zonder moeras.

Elk van de varianten in de gradiënt van moeras naar open water heeft milieuomstandigheden die als barrière kunnen worden beschouwd. De vraag is dan welke zijn deze barrière veroorzakende omstandigheden per inrichtingsvariant én welke eisen stellen de potentiële passanten aan de te passeren varianten. Allereerst worden de kenmerken van drie varianten opgesomd, daarna de eisen van de faunagroepen:



factor			
hoofdstroom	afwezig	aanwezig	afwezig
zuurstofhuishouding	slecht	goed	redelijk
troebelheid	hoog	laag	matig
substraat	organisch	schoon	gemengd
temperatuur	sterk wisselend	meer constant	constant
vegetatieontwikkeling	hoog	gering	matig

De eisen van de faunagroepen worden in een onderstaand schema geformuleerd:

factor	toestand	macrofauna	vissen
hoofdstroom	aanwezig	++	++
zuurstofhuishouding	goed	++	+
troebelheid	laag	o	+
substraat	schoon	++	+
temperatuur	laag	++	+
vegetatieontwikkeling	hoog	-	o/+

Dit betekent dat ook de inrichting van het afgedamde gedeelte van groot belang is bij de weging van de barrièrewerking. Uit bovenstaande schema's blijkt dat de delta met andere woorden een moeras met een duidelijke hoofdstroom de voorkeur verdient. De hoofdstroom functioneert ook het beste als benedenloop van een beek.

9 LITERATUUR

Alabaster J.S. 1982. Habitat modification and freshwater fisheries. Proc. Symp. Europ. Inl. Fish.A.C. London. 278.

Allan J.D. 1984. The size composition of invertebrate drift in a Rockyt Mountain stream. Oikos 42: 68-76.

Arnoud Br. 1964. Onze inheemse modderkruipers. Natuurhist, Maandblad 53(1): 5-7.

Avery E.L. 1973. The influence of chemical reclamation on a small brown trout stream in southwestern Wisconsin. Tech. Bull. Dep. Nat. Resour. Madison. Wisconsin. No.110.

Bailey R.G. 1966. Observations on the nature and importance of organic drift in a Devon river. Hydrobiologia 27: 353-367.

Balfour-Browne F. 1958. British water beetles. Vol. 3. Roy. Soc., London.

Ball R.C., Wojjalik T.A. & Hooper F.F. 1963. Upstream dispersion of radiophosphorus in a Michigan trout stream. Pap. Mich. Acad. Sci. Arts Lett. 48: 57-64.

Beach M.H. 1984. Fish pass design- Criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers. Fish. Res. Tech. Rep., No.78, min. Agric. Fish. and Food. Direc. Fish. Res.: 1-46.

Beauchamps R.S.A. 1933. Rheotaxis in Planaria alpina. J. Exp. Biol. 10: 113-129.

Beauchamps R.S.A. 1937. Rate of movement and rheotaxis in Planaria alpina. J. Exp. Biol. 4: 104-116.

Beckett D.C. & Miller M.C. 1982. Macroinvertebrate Colonization of Multiplate Samplers in the Ohio River: the Effects of Dams. Can. J. Fish Aquat. Sci. 39: 1622-1627.

Bell M.C. 1973. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fish.- Engin. Res. Prog, Corps of Engineers. N. Pac. Div. Portland. Oregon. 290.

Bell M.C., Hildebrand S.G. 1979. Fish passage and small hydroelectric technology: A state if the art review. Washington University. Steattle, WA (V.S.).

Benson L.J. & Pearson R.G. 1987. Drift and upstream movement in Yuccabine Creek, an Australian tropical stream. Hydrobiologia 153: 225-239.

Bird G.A. & Hynes H.B.N. 1981. Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. Hydrobiologia 77: 103-112.

Bishop J.E. & Hynes H.B.N. 1969. Upstream movements of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canada 26: 279-298.

Bless R. 1981. Untersuchungen zum Einfluss von gewässerbaulichen Massnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. Natur und Landschaft 56: 243-252.

Bless R. 1982. Zur Regeneration von Bächen de Agrarlandschaft. Eine ichthyologische Fallstudie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 26: 1-79.

Bless R. 1985. Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft, eine ichthyologische Fallstudie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 26: 1-79.

Bouvet Y. 1977. Adaptations physiologiques et compartementales des Stenophylax (Limnephilidae) aux eaux temporaires. In: Proc. 2n Int. Symp. on Trichoptera. Crichton, Mi.I. ed. Junk, The Hague, 117-119.

Brett J.R., Hollands M., Alderdice D.F. 1958. The effect of temperature on cruising speed of young sockeye and coho salmon. Journ. Fish. Res. Board. Can. 15.
Brittain J.E. 1982. The biology of mayflies. Ann. Rev. Ent. 27: 119-147.
Brittain J.E. & Eikeland T.J. 1988. Invertebrate drift - A review. Hydrobiologia 166: 77-93.
Brusven M.A. 1970. Drift periodicity and upstream dispersion of stream insects. J. Entomol. Soc. Brit. Columbia 67: 49-59.
Bulow F.J., Webb M.A., Crumby W.D. & Quisenberry S.S. 1988. Effectiveness of a Fish Barrier Dam in Limiting Movement of rough Fishes from a Reservoir into a Tributary Stream. N. Am. J. Fish. Mngmt. 8: 273-275.
Buskens R.F.M. & Nijhof J. 1990. Vismigratie in Limburgse beken. Mogelijkheden voor herstel en optimalisatie. Waterschap Zuiveringschap Limburg. Katholieke Universiteit Nijmegen. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. Grontmij nv. Eindhoven. Hoofdrapport
Chutter F.M. & Noble R.G. 1966. The reliability of a method of sampling stream invertebrates. Arch. Hydrobiol. 62: 95-103.
Clausen R.G. 1931. Orientation in fresh water fishes. Ecology 12: 541-546.
Clay C.H. 1961. Fishways and other Fish Facilities. The department of Fisheries of Canada, Ottawa, Canada.
Clifford H.F. 1972. Drift of invertebrates in an intermittent stream draining marshy terrain of west-central Alberta. can. J. Zool. 50: 985-991.
Corbet P.S. 1963. A biology of dragonflies. Quadrangle Books, Chicago.
Crichton M.I. 1971. A study of caddis flies (Trichoptera) of the family Limnephilidae, based on the Rohamsted Insect Survey, 1964-68. J.Zool. 163: 533-563.
Crisp D.T. 1985. Effects of impoundment and regulation of the River Tees at Cow Green (Northern Pennines, UK) upon fish populations in afferent tributaries and in the river immediately downstream of the dam. In: Alabaster J.S. Habitat Modifications and Freshwater Fishes. Proc. Symp. Europ. Inland Fish. Butterworths, London. 42-51.
Dane B.G. 1978a. A review & resolution of fish passage problems at culverts side in British Columbia. Fisheries & Marine Servica Technical Report No.810: 1-126.
Dane B.G. 1978b. Culverts Guidelines: Recommendations for the design & installation of culverts in British Columbia to avoid conflict with anadromous fish. Fisheries & marine Service Technical Report No.811: 1-57.
Davies L. 1961. Ecology of two Prosimulium species with reference to their ovarian cycles. Can. Ent. 93: 1113-1140.
Davies B.R. 1976. A trap for capturing planktonis chironomid larvae. Freshwater Biology 6: 373-80.
De Nie H.W. 1996. Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Media Publ., Doetinchem. 1-151.
Dendy J.S. 1944. The fate of animals in stream drift when carried into lakes. Ecol. Monogr. 14: 333-357.
Dennert H.G., Dennert A.L., Kant P., Pinkster S. & Stock J.H. 1969. Upstream and downstream migrations in relation to the reproductive cycle and to environmental factors in the amphipod, Gammarus zaddachi. Bijdr. Dierkunde 39: 11-43.
Belford D.A., Gould W.R. 1989. An evaluation of trout passage throught six highway culverts in Montana. North Am. J. Fish. Managt. Vol. 9(4) 437-445.

Dillon R.T. Jr. 1988. The influence of minor human disturbance on biochemical variation in a population of freshwater snails. Dep. Biol. Coll. Charleston. Biol. Conserv. vol 43(2): 137-144.
Dimond J.B. 1967. Evidence that drift of stream benthos is density related. Ecol. 48: 855-857.
Delucchi C.M. 1989. Movement patterns of invertebrates in temporary and permanent streams. Oecologia 78: 199-207.
Driessen G., Van der Meer M. 1981. Passage van Blankvoorn (Rutilus rutilus) en Graskarper (Ctenophary nigodon idella) door duikers. RIVO ZS 81 - 04: 1-19.
Dumont M.J. 1982. Vooronderzoek naar landschapsecologische relaties. Trek van waterdieren. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw De Dorschkamp, Wageningen. Rapport nr. 322: 1-145.
Ebel W.J. 1985. Review of effects of environmental degradation on the freshwater stages of anadromous fish. In: Alabaster J.S. Habitat Modifications and Freshwater Fishes. Proc. Symp. Europ. Inland Fish. Butterworths, London. 62-82.
Edmunds G.F. jr. Jensen S.L., Berner L. 1976. The mayflies of north and central America. Univ. Minnesota Press. Minneapolis.
Egglishaw H.J. 1969. The distribution of benthic invertebrates on substrata in fast flowing streams. J. Anim. Ecol. 38: 19-33.
Elliott J.M. 1967a. The life histories and drifting of the Plecoptera and Ephemeroptera in a Dartmoor stream. J.Anim. Ecol. 36: 343-362.
Elliott J.M. 1967b. Invertebrate drift in a Dartmoor stream. Arch. Hydrobiol. 63: 202-237.
Elliott J.M. 1968. The dailey activity patterns of mayfly nymphs (Ephemeroptera). J. Zool., London 155: 201-221.
Elliott J.M. 1969. Life history and biology of Sericostoma personatum Spence (Trichoptera). Oikos 20: 110-118.
Elliott J.M. 1971. Upstream movements of benthic invertebrates in a lake district stream. J. Anim. Ecol. 40: 235-252.
Elliott J.M. & Humpesch U.H. 1980. Eggs of Ephemeroptera. Ann. Rep. Freshwat. Biol. Assoc. 48: 41-52.
Engblom E., Lingdell P.E., Mendl H. & Müller K. 1981a. Flying behaviour of some mayflies (Ephemeroptera) and stoneflies (Plecoptera) in two rapids of the river Dalälven. Fauna Norrlandica 7: 1-10.
Engblom E., Lingdell P.E. & Müller K. 1981b. Occurrence of flight movements of mayflies (Ins. Ephemeroptera) in the mouth of a coastal stream in the northern Bothnian Sea. Fauna Norrlandica 5: 1-14.
Fernando C.H., Galbraith D. 1970. A heavy infestation of gerrids (Hemiptera:Heteroptera) by water mites (Acarina: Limnocharidae). Can. J. Zool. 48: 592-594.
Fernando C.H. & Galbraith D. 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. Verh. Int. Ver. Limnol. 18: 1564-1575.
Flannagan J.F. 1978. The winter stoneflies Alloocapnia granulata (Taeniopterygidae), Taeniopteryx nivalis and T. parvula (Capniidae) in southern Manitoba. Can. Ent. 110: 111-112.
Franklin J.R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: Soulé, M.E. & Wilcox B.A. Conservation biology. Sunderland, Massachusetts.
Freeman J.A. 1945. Studies on the distribution of insects by aerial currents. J. Anim. Ecol. 14: 128-154.
Freyer G. 1974. Attachment of bivalve molluscs to corixid bugs. Naturalist, Hull 928: 18.

Gauley J.A., Weaver C.R., Thompson C.S. 1966. Research on fishery problems, May 1960-April 1965. U.S. Fish and Wildlife Service, Report to Army Corps of Engineers, North Pacific Division.
Gebhards S., Fisher J. 1972. Fish passage and culvert installations. Idaho Department of Fish and Game Boise, ID (Verenigde Staten): IFGD 12.
Gilsen T. 1948. Aerial plankton and its conditions of life, Camb. Phil. Soc. Biol. Rev. 23: 109-126.
Göthberg A. 1972. Gerichtete Flugbewegungen von Insekten an Fliessenden Gewässern. Aquilo Ser. Zool. 13: 5-7.
Göthberg A. 1973. Dispersal of lotic Trichoptera from a north Swedish stream. Aquilo Ser. Zool. 14: 99-104.
Gray L.J. & Fisher S.G. 1981. Postflood Recolonization Pathways of Macroinvertebrates in a Lowland Sonoran Desert Stream. The American naturalist 106: 249-257.
Harden Jones F.R. 1968. Fish migration. London.
Hardisty M.W. 1944. The life history and growth of the brook lamprey (Lampetra planeri). J. Anim. Ecol.13: 110-122.
Harker J.E. 1953. An investigation of the distribution of the mayfly fauna of a Lancashire stream. J. Anim. Ecol. 22: 1-13.
Harris D.A., Harrison A.D. 1974. Life cycles and larval behaviour of two species of Hydrachna (acariLHydrachnidae), parasitic upon Corixidae (Hemiptera:Heteroptera). Can. J. Zool. 52: 115-1165.
Harrison A.D. 1966. Recolonisation of a Rhodanesian stream after drought. Archiv für Hydrobiologie 62: 405-21.
Hart C.W. Jr., Fuller S.L.H. 1974. Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academis Press, New York.
Hayden W. & Clifford H.F. 1974. Seasonal movements of the Mayfly Leptophlebia cupida (Say) in a Brown-water Stream of Alberta, Cananda. The American Midland Naturalist 91: 90-102.
Holt C.S. & Waters T.F. 1967. Effect of light intensity on the drift of stream invertebrates. Ecology 48: 225-234.
Huet M. 1954. Biologie, profils en long et an travers des eaux courantes. Bull. fr. Piscic. 175: 41-53.
Hughes D.A. 1969. Some factors affecting drift and upstream movements of Gammarus pulex. Ecology 51: 301-305.
Hultin L. 1968. A method of trapping freshwater Amphipoda migrating upstream. Oikos 19: 400-402.
Hultin L., Svensson B. & Ulfstrand S. 1969. Upstream movements of insects in a South Swedish small stream. Oikos 20: 553-557.
Hultin L. 1971. Upstream movements of Gammarus pulex pulex (Amphipoda) in a south Swedish stream. Oikos 22: 329-47.
Hynes H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, U.K. 555 pp.
Hynes H.B.N. 1976. The biology of Plecoptera. Ann. Rev. Ent. 21: 135-153.
Illies J. 1952. Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. Arch. Hydrobiol. 46: 424-612.
Jackson D.J. 1956. The capacity for flight of certain water beetles and its baering on their origin inn the Western Scottish Isles. Proc. Linn. Soc. Lond. 167: 76-96.
Kay A.R., Lewis R.B. 1970. Passage of anadromous fish through highway drainage structures. In: Highway research report. State of California Sacramento, CA (Verenigde Staten): California Div. of Highways: 15.

Kane D.L., Behlke C.E., Basketfield D.L., Gleck R.E., Travis M.D. 1989. Hydrology, hydraulics and fish passage performance of Artic grayling (Thymallus arcticus) at Fish Creek , Denali Highway near Cantwell Alaska. Alaska Univ. Fairbanks (USA). 302.

Klopatek J.M. 1978. Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes. In R.E. Good, D.F. Whingham and R.L. Simpson (eds), Freshwater wetlands ecological processes and management potential. London: Academic Press.

Koopmans M. 1992. Trends in de levensgemeenschappen in de Hierdense beek en Schuitenbeek. Zuiveringsschap Veluwe. 37 pp.

Kratt L.F. 1981. Evidence of Artic Grayling (Thymallus arcticus) Spawning in a Higway Culvert. Environ. Manage. Assoc. 1530-10 Ave. S.W. Calgary, Alta T3C OJ5, Canada.

Lansbury I. 1955. Some notes on invertebrates other than insects found attaches to water bugs (Hemiptera: Heteroptera). Entomologist 88: 139-140.

Larimore R.W. 1972. Daily and seasonal drift of organisms in a warm-water stream. Illinois Nat. Hist. Surv. (Wat. Res. Centra) Res. Rep. 55: 1-105.

Lavandier P. 1982. Evidence of upstream migration by female adults of Baetis alpinus Pict. (Ephemeroptera) at high altitude in the Pyrenees. Annls. Limnol. 18: 55-59.

Lauman J.E. 1976. Salmonis passage at stream-road crossings: A report with department standards for passage of salmonids. Oregon Department of Fish and Wildlife Portland, OR (Verenigde Staten): ODFW 78.

Lehmann U. 1967. Drift und populationsdynamik von Gammarus pulex fossarum Koch. Z. Morph. Ökol. Tiere 60: 227-274.

Lehmann U. 1970. Stromaufwärts gerichteter Flug von Philopotamus montanus (Trichoptera). Oecologia 4: 163-175.

Lehmkuhl D.M. 1972. Baetisca (Ephemeroptera: Baetiscidae) from the western interior of Canada with notes on the life cycle. Can. J. Zool. 50: 1015-1017.

Macan T.T. 1939. Notes on the migration of someaquatic insects. J. Soc. Brit. Ent. 2: 1-16.

Macan T.T. 1957. The life histories and migrations of the Ephemeroptera in a stony stream. Trans. Soc. Brit. Ent. 12: 129-196.

Macan T.T. 1974. Freshwater ecology. Longman Group Ltd., London. 343 pp.

Madsen B.L., Bengtson J. & Butz I. 1973. Observations on upstream migration by imagines of some Plecoptera and Ephemeroptera. Limnol. Oceanogr. 18: 678-681.

Madsen B.L., Bengtson J., Butz I. 1973. Obsevations on upstream migration by imagines of some Plecoptera and Ephemetoptera. Limnol. Oceanogr. 18: 678-681.

Madsen B.L. 1977. Studies of populations movements of adult Brachyptera risi (Plecoptera). Oikos 27: 273-80.

Maguire B. 1963. The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonisation of isolated bodies of water. Ecol. Monogr. 33:161-85.

Malmquist B. 1980. The spawning migration of the brook lamprey, Lampetra planeri (Bloch), in a South Swedish stream. J. Fish. Biol. 16: 105-114.

Mann K.H. 1961. The life history of the leech Erpobdella testacea Sav. and its adaptive significance. Oikos 12: 164-169.

McArthur J.V. & Barnes J.R. 1985. Patterns of macroinvertebrate colonization in an intermittent Rocky Mountain stream. Great Basin Naturalist 45: 117-123.

McCarthy D.T. 1985. The adverse effects of channalization and their amelioration. In: Alabaster J.S. Habitat Modifications and Freshwater Fishes. Proc. Symp. Europ. Inland Fish. Butterworths, London. 83-97.
McFadden J.T., Cooper E.L. 1962. An ecological comparison of six populations of brown trout (Salmo trutta). Trans. Am. Fish. Soc. 91: 53-62
McGrath C.J. 1985. The role of the fisheries engineer in the design and execution of arterial drainage schemes. In: Alabaster J.S. Habitat Modifications and Freshwater Fishes. Proc. Symp. Europ. Inland Fish. Butterworths, London. 98-103.
McPhee C., Watts F.J. 1976. Swimming performance of Artic grayling in highway culverts. University of Idaho Moscow, ID (Verenigde Staten) 41.
Meijering M.P.D. 1972. Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fliessgewässern. Arch. Hydrobiol. 70: 133-205.
Meijering M.P.D. 1973. Quantitative Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammarus fossarum Koch in einem Mittelgebirgsbach. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 143-147.
Merwald I.E. 1987. Untersuchung und Beurteilung von Bauweisen der Wildbachverbauung in ihrer Auswirkung auf die Fischpopulation. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wein. 158 I: 1-196, 158 II: 197-396.
Milliger L.E., Schlichting H.E. Jr. 1968. The passive dispersal of viable algae and Protozoan by an aquatic beetle. Trans. Amer. Microsc. Soc. 87: 443-448.
Milner N. 1984. Biological 4: Fish. In: Lewis G. & Williams G. Rivers and wildlife handbook. A guide to practices which further the conservation of wildlife on rivers. RSPB, London. 51-55.
Minckley W.L. 1964. Upstream movements of Gammarus (Amphipoda) in Doe Run, Meade County, Kentucky. Ecol. 45: 195-197.
Ministerie van LNV 1990. Vormgeving en inrichting viswater. Ministerie van LNV, 's Gravenhage. 1-185
Minshall G.W. & Winger P.V. 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. Ecology 49: 580-582.
Minshall G.W. & Petersen R.C. Jr. 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. Arch. Hydrobiol. 104: 49-76.
Momot W.T. 1966. Upstream movement of crayfish in an intermittent Oklahoma stream. Am. Midl. Nat. 75: 150-159.
Müller K. 1954. Investigations on the organic drift in north Swedish streams. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 35: 133-148.
Müller K. 1963. Diurnal rhythm in "organic drift" of Gammarus pulex. Nature 198: 806-807.
Müller K. 1966. Die Tagesperiodik von Fliesswasserorganismen. Z. Morp. Ökol. Tiere 56: 93-142.
Müller K. 1966. Zur Periodik von Gammarus pulex. Oikos 17: 207-211.
Müller K. 1974. Stream drift as a chronobiological phenomenon in running water ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5: 309-323.
Müller K. 1982. The Colonization Cycle of Freshwater Insects. Oecologia (Berl) 52: 202-207.
Müller-Motzfeld G., Duty J. & Strunk P. 1986. "Krebs-Sterben" im Herta-See (Rügen). Naturschutzarb. in Mecklenburg 29: 93-97.
Neave N. 1930. Migratory habits of the mayfly, Blasturus cupidus Say. Ecology 49: 75-81.

Neves R.M. 1979. Movements of larval and adult Pycnopsyche guttifer (Walker) (Trichoptera: Limnephilidae) along Factory Brook, Massachusetts. Am. Midl. Nat. 102: 192-204.
Nishimura N. 1967. Ecological studies on net-spinning caddisfly, Stenopsyche griseipennis McLachlan. II. Upstream-migration and determination of flight distance. Mushi 40: 39-46.
Noel M.S. 1954. Animal ecology of a New Mexico springbook. Hydrobiologia 6: 120-35.
Odum E.P. 1971. Fundamentals of Ecology (3rd edition). W.B. Saunders Company. Philadelphia.
Oosterloo W. & Pex B. 1981. Een hydrobiologisch onderzoek naar de makrofauna van de Schuitenbeek en Veldbeek. Zuiveringsschap Veluwe. 46 pp. + bijl.
Otto C. 1971. Growth and population movements of Potamophylax cingulatus (Trichoptera) larvae in a south Swedish stream. Oikos 22; 292-301.
Otto C., Svensson B.W. 1976. Consequenses of removal of pupae for a population of Potamophylax cinbulartus (trichoptera) in a South Swedish stream. Oikos 27: 40-43.
Pearson W.D., D.R. Franklin 1968. Some factors affecting drift rates of Baetis ans Simuliidae in a large river. Ecology 49: 75-81.
Pechlaner R. 1986. Traps for drift and barriers for the upward migration of invertebrates in the rhithral zone of running waters. (G.e.) Wass. Abwass. 30: 421-63.
Pelz G. 1985. Fischbewegungen uber verschiedenartige Fishpasse am Beispiel der Mosel, Courier Forchungsinstitut. Senckenberg 76, Frankfurt a.M.
Pinkster S., Platvoet D. 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. K.N.N.V. 172.
Powers P.D., Orsborn J.F. 1985. An investigation of the physical and biological conditions affecting fish passage success at Culverts and Waterfalls. ALbrook Hydraulics Laboratory, Department of Civil and Environmental Engineering Washington State University. Pullman, Washington. 1-120.
Proctor V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. Ecology 45: 656-658.
Proctor V.W., Malone C.R., Devlaming V.L. 1967. Dispersal of aquatic organisms: viability of disseminules recovered from the instestinal tracts of captive killdeer. Ecology 48: 672-676.
Provost N.W. 1952. The dispersal of Aedes taeniorhynchus I. Preliminary studies. Mosquito News 12; 174-190.
Quak J. 1994. Klassificatie en typering van de visstand in het stromend water. In: Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-Rapport. Nieuwegein. 1-279.
Raat A.J.P. et al 1994. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. Nieuwegein. 1-279.
Raat A.J.P 1996. Literatuur over duikers en vis. OVB-Onderzoeksrapport 1996-2.
Rees W.J. 1952. The role of Amphibia in the dispersal of bivalve molluscs. Brit. J. Herpet. 1: 7.
Resh V.H. & Unzicker J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. J. Wat. Pollut. Control Fed. 47: 9-19.
Revill D.L., Stewark K.W., Schlichting, H.E. Jr. 1976. Passive dispersal of viable algae and protozoa by certain craneflies and midges. Ecology 48: 1023-1027.

Riemersma P. 1990. VISPAS Passerbaarheid van kunstwerken. Deelrapport 1 van de literatuurstudie Vispassages. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB-rapport Sa/OVB 1990-1: 1-56.
Riemersma P. & Quak J. 1991. Vismigratie en de aanleg van visoptrek-voorzieningen. Deelrapport 2 van de Literatuurstudie Vispassages. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein. OVB 1991/1: 1-103.
Riemersma P. 1994. Biologische aspecten bij het ontwerp van vispassages. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. Nieuwegein. 1-279.
Rogers A., Cane A. 1979. Upstream passage of adult salmon through an unlit tunnel. Fish. Mgmt 10-2: 87-92.
Roos T. 1957. Studies on the upstream migration of adult stream-dwelling insects. I. Rept. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 35: 133-148.
Rosine W. 1956. On the transport of the common amhpipod Hyallela azteca in South Dakota by the mallard duck. Proc. South. Dakota Acad. Sci. 35: 203.
Ross H.H. 1956. Evolution and classification of the mauntain caddisflies. univ. Illinois Press, Urbana.
Russev B. 1972. Über die Migration der Rheobionten in Fliessgewässern. Verh. Int. Verein. Limnol. 18: 730-734.
Saltzman W., Koski R.O. 1971. Fish passage through culverts. Oregon State Game Commission Portland, OR (Verenigde Staten): OSGC 3.
Schlosser I.J. 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. Ecology 68: 651-659.
Schonborn W. 1992. Fließgewasserbiologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
Schwarz P. 1970. Autökologische Untersuchungen zum Lebenszyklus von Setipalpia Arten (Plecoptera). Archiv für Hydrobiologie 67: 103-72.
Semmekrot S. 1992. De vistand in het beeksysteem Enschede-Zuid. Deel 1: inventarisatie van de visstand en vastleggin van de nulpunt situatie. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-Onderzoeksrapport 1993-01: 1-38.
Semmekrot S. 1994. De visstand in het beeksysteem Enschede-Zuid. Deel 2, habitat evaluatie procedure voor vier prioratairе vissoorten: bermpje, riviergrondel, beekprik en rivierdonderpad en analyse van vismigratieknelpunten. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-Onderzoeksrapport 1993-10: 1-61.
Sheldon A.L. 1984?. Colonization dynamics of aquatic insects. In: Ecology of aquatic insects. 13: 401-423.
Shuhmacher H. 1969. Kompensation der Abdrift von Köcherfliegen-Larven (Insecta, Trichoptera). Naturwiss. 56: 378.
Schuhmacher H. 1986. 'Kunstliche Bachalterung' - eine konzeptuelle Charakterisierung anthropogerner Veranderungen von Mittelgebirgsbacjen. Verh. Dt. Zool. Ges..
Sims B.D., Johnson L.D. 1985. Structural anadromous fishery habitat improvement on the Siskiyou National Forest. North American Riparina Conference, Tucson, AZ (USA).
Sloane R.D. 1984. The upstream movements of fish in the Plenty River, Tasmania. Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania 118: 163-171.
Smyly W.J.P. 1955. On the biology of the stone-loach Nemacheilus barbatula (L.). Freshwater Biological Association. Ambleside: 167-186.
Smyly W.J.P. 1957. The life history of the bull-haed or Miller's thumb (Cottes gobio L.). Proc. Zool. Soc. Lond. 128: 431-453.

Söderström O. 1987. Upstream movements of invertebrates in running waters - a review. Arch. Hydrobiol. 111: 197-208.
Stadler F. 1915. In: Ulmer 1929. Eintagsfliegen (Ephemeroptera) (Agnatha). Die Tierwelt Mitteleuropas 4: 1-43.
Statzner B. 1979. Der obere und Untere Schierenseebach (Schleswig-Holstein)., Strukturen und Funktionen in zwei norddeutschen See-Ausfluß-systemen, unter besonderer Berucksichtigung der Makroinvertebraten. Diss. Univ. Kiel.
Steinmann P. 1913. Über Rheotaxis bei Tieren des fliessenden Wassers. Verh. naturforsch. Ges. Basel 24: 1-23.
Steinmann P., Koch W., Scheuring L. 1937. Die Wanderungen unserer Sußwasserfisch dargestellt auf Grund von Mareirungsversuchen. Z. Fisch. Hilfswiss. 35: 369-467.
Steward K.W., Milliger L.E., Solon B.M. 1970. Dispersal of algae, protozoans and fungi by aquatic Hemiptera, Trichoptera and other aquatic insects. Ann. Ent. Soc. Amer. 63: 139-144.
Stott B. 1967. The movements and population densities of roach (Ritulus ritulus (L.)) and gudgoen (Gobio gobio (L.)) in the river Mole. J. Anim. Ecol. 36: 407-423.
Svensson B.W. 1972. Flight periods, ovarian maturation, and mating in Trchoptera at a South Swedish stream. Oikos 27: 370-383.
Svensson B.W. 1974. Population movements of adult Trichoptera at a south Swedish stream. Oikos 25: 326-36.
Tanner B.J., Wilde G.A. 1981. Comparison of fish populations above and below a culvert. Blue Jay, vol. 39(2): 79-81.
Thienemann, A. 1950. The transport of aquatic animals by birds. Die Binnengewässer, Stuttgart 18: 809.
Thomas E. 1966. Orientierung der Imagines von Capnia atra Morton (Plecoptera). Oikos 17: 278-80.
Thomas E. 1969. Die drift von Asellus coxalis septentrionalis Herbst. Oikos 20: 231-247.
Tolkamp H.H. 1981. Organism-substrate relationships in lowland streams. -Thesis, Wageningen. 1-211.
Townsend C.R. & Hildrew A.G. 1976. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. J. Anim. Ecol. 45: 759-772.
Ulfstrand S. 1968. Benthic animal communities in Lapland streams. Oikos Suppl. 10: 1-120.
Ulfstrand S., Nilson L.M., Stergar A. 1974. Composition and diversity of benthic species collectives colonizing implanted substrates in a south Swedish stream. Entomologica Scandinavica 5:115-22.
Unestam T., Nestell C. & Abrahamsson S. 1972. An electrial barrier for preventing migration of freshwater crayfish in running water. A method to stop the spread of the crayfish plague. Institute of Freshwater Research, Drottningholm. Rep. no 52: 199-203.
Van Laar V., Van Deventer W.B.E., Couperus A.S. & Hemmelder R.N. 1992. De visfauna van de Schuitenbeek en haar mondingsgebied. Te Velde 38: 38-58, november 1992.
Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river contuum concept. Can. J. Fish Aquat. Sci. 37: 130-177.

Vasnetsov V.V. 1995. The oigin of Spawning Migrations of migratory Fishes. Essays on general Problems in Ichtyology, U.S.S.R. Academy of Sciences Press.

Verdonschot. P.F.M. 1990. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel - Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum: 1-301.

Verrier M.-L. 1956. Biologie des Ephemers Colletion Armand, Colin, Paris.

Vriese F.T. 1994. Stroomafwaartse visgeleiding bij waterkrachtcentrales. In: Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. Nieuwegein. 1-279.

Ward J.V., Stanford J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: T.D. Fontaine u. S.M. Bartell (eds) - Dynamics of lotic ecosystems, 29-41 Ann. Arbor. Science Publishers Inc. Ann. Arbor, MI.

Waters T.F. 1962. Diurnal periodicity in the drift of stream invertebrates. Ecology 43: 316-320.

Waters T.F. 1964. Recolonization of a denuded stream bottom area by drift. Trans. Amer. Fish. Soc. 93: 311-325.

Waters T.F. 1965. Interpretation of invertebrate drift in streams. Ecology 46: 327-334.

Waters T.F. 1968. Diurnal periodicity in the drift of a day-active stream invertebrate. Ecology 49: 152-153.

Waters T.F. 1972. The drift of stream insects. Ann. Rev. Ent. 17: 253-272.

Waters T.F. 1981. Seasonal patterns in production and drift of Gammarus pseudolimnaeus in Walley Creek, Minnesota. Ecology 62: 1458-1466.

Watts F.E. 1974. Design of culvert fishways. Idaho Water Resources Research Institute Report, Porject A-027-IDA, Moscow, Idaho. 62.

Wellen P.M., Kane D.L. 1985. Hydraulic evaluation of fish passage through roadway culverts in Alaska: Data report. Appendix. Alaska Univ. Fairbanks (USA). 244.

Wilke H. 1970. Absturzbauwerke und Fishaufstieg. Wasser und Boden 22: 352-354.

Williams D.D. & Hynes H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27: 265-272.

Williams D.D. 1977. Movements of benthos during recolonization of temporary streams. Oikos 29: 306-312.

Williams N.E. & Hynes H.B.N. 1977. Benthic community development in a new stream. Can. J. Zool. 55: 1071-1077.

Williams N.E. 1981. Emergence pathways of adult insects in the upper reaches of a stream. Int. Revue ges. Hydrobiol.

Wiltzbach M., Cummins K.W. & Knapp R.A. 1988. Toward a functional classification of stream invertebrate drift. Verh. Internat. verein. Limnol. 23: 1244-1254.

Zucchi H. & Goll A. 1981. Untersuchungen zum Einfluss wasserbaulicher Massnahmen auf Süsswasserfische an Abschnitten der oberen Hase (krs. Osnabrück). Natur unfd Landschaft 56: 430-436.

Zuiveringsschap Drenthe 1993. Technisch Jaarverslag 1993.

BIJLAGEN

Bijlage 1. Fauna van het Schuitenbeeksysteem

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
	TRICLADIDA		+	+
2	Dendrocoelum lacteum		+	
2	Dugesia lugubris	+	+	+
2	Dugesia polychroa	+		
2	Dugesia sp.		+	
3	Polycelis nigra	+	+	+
2	Polycelis tenuis		+	
	Polycelis tenuis/nigra		+	
	Polycelis sp.		+	+
	OLIGOCHAETA	+		
2	Tubificidae	+	+	+
2	Aulodrilus pluriseta			+
3	Chaetogaster limnaei			+
2	Tubifex tubifex			+
2	Ilyodrilus templetoni			+
2	Limnodrilus claparedeianus		+	
2	Limnodrilus hoffmeisteri		+	+
2	Spirosperma ferox			+
2	Potamothrix hammoniensis			+
2	Lumbricidae		+	+
2	Lumbriculidae/Dorydrilidae	+	+	
2	Eiseniëlla tetraëdra	+	+	+
2	Lumbriculus variegatus		+	+
2	Stylodrilus heringianus			+
	Naididae	+	+	+
2	Dero digitata			+
2	Nais barbata			+
3	Nais communis		+	+
3	Nais elinguis		+	+
2	Nais pardalis			+
2	Nais simplex			+
2/3	Nais sp.		+	
2	Ophidonais serpentina		+	+
2	Pristina sp.		+	
2	Stylaria lacustris			+
N	Enchytraeidae	+	+	+
	GASTROPODA			
1	Lymnaeidae	+		
N	Anisus leucostomus	+	+	+
1	Anisus vortex	+	+	+
N	Aplexa hypnorum	+		
1	Amiger crista			+
1	Bathyomphalus contortus	+		+
2	Bithynia leachi	+		

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
2	Bithynia tentaculata	+	+	
N	Galba truncatula	+	+	+
2	Gyraulus albus	+	+	+
1	Lymnaea stagnalis	+	+	
1	Physa acuta	+		
1	Physa fontinalis	+	+	+
1	Planorbarius corneus	+	+	+
1	Planorbis planorbis	+	+	+
N	Potamopyrgus jenkinsi	+	+	+
3	Radix peregra	+	+	+
3	Radix peregra f. ovata	+	+	+
1	Hippeutis complanata	+		
N	Stagnicola glabra	+	+	
1	Stagnicola palustris	+	+	+
1	Valvata cristata	+		
1	Valvata piscinalis	+	+	+
	BIVALVIA			
3	Sphaerium corneum		+	+
3	Musculium lacustre	+		+
4	Pisidium amnicum		+	
3	Pisidium sp.	+	+	+
	HIRUNDINEA			+
3	Erpobdella octoculata	+	+	+
3	Erpobdella testacea	+		+
3	Erpobdella sp.	+		
2	Glossiphonia complanata	+	+	+
1	Glossiphonia heteroclita	+		
2	Helobdella stagnalis	+	+	+
1/3	Hemiclepsis marginata	+		
1	Piscicola geometra	+		
N	Dina lineata	+		
1	Theromyzon tessulatum	+	+	
3	Trocheta bykowskii		+	
	CRUSTACEA			
3	Asellus aquaticus	+	+	+
5	Gammarus pulex	+	+	
3	Gammarus sp.		+	
3	Proasellus meridianus	+	+	+
	COLEOPTERA			
2	Agabus bipustulatus	+		+
2	Agabus bipustulatus (larve)		+	
2	Agabus chalconatus		+	+
2	Agabus didymus		+	
2	Agabus paludosus	+	+	
2	Agabus sturmii	+	+	

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
2	Agabus sp.	+		
2	Agabus sp. (larve)	+	+	+
2	Anacaena globulus	+	+	+
2	Anacaena limbata	+	+	
2	Anacaena lutescens			+
2	Anacaena sp. (larve)	+		
2	Coelambus impressopunctatus	+		
3	Coelostoma orbiculare	+		
2	Colymbetes fuscus	+		
2	Colymbetinae sp. (larve)			+
5	Dryops luridus	+	+	
5	Dryops sp. (larve)	+		
2	Dytiscus sp. (larve)			+
5	Elodes (larve)	+		
2	Graptodytes pictus	+	+	+
2	Graptodytes sp. (larve)	+		
3	Haliplus flavicollis	+		
3	Haliplus heydeni		+	+
3	Haliplus immaculatus			+
3	Haliplus lineatocollis	+	+	+
3	Haliplus ruficollis		+	
3	Haliplus sp.		+	
3	Haliplus sp. (larve)	+	+	+
	Helophorus aequalis		+	+
1	Helophorus aquaticus	+		
3	Helophorus brevipalpis	+	+	+
3	Helophorus flavipes	+		
1	Helophorus grandis		+	
3	Helophorus gr. flavipes	+		
3	Helophorus minitus	+		
	Helophorus nigrita	+		
3	Helophorus obscurus		+	+
3	Helophorus obscurus/flavipes	+		
2	Hydrobius fuscipes	+	+	+
2	Hydrobius fuscipes (larve)	+		+
1	Hydroporidae sp. (larve)		+	
1	Hydroporus discretus		+	
1	Hydroporus memnonius	+	+	
1	Hydroporus palustris	+	+	+
1	Hydroporus planus	+	+	
1	Hydroporus sp. (larve)			+
1	Hygrotus sp.	+		
1	Hygrotus sp. (larve)		+	
3	Ilybius fuliginosus	+	+	+
3	Ilybius fuliginosus (larve)		+	+
2	Ilybius	+		
2/3	Ilybius sp. (larve)	+	+	
3	Laccobius bipunctatus	+	+	+
1	Laccobius minutus		+	

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
1/3	Laccobius sp. (larve)	+		
1	Laccophilus hyalinus	+		
1	Laccophilus hyalinus (larve)			+
2	Laccophilus minutus	+		+
1/2	Laccophilus sp. (larve)	+		
2	Limnebius truncatellus	+		
1	Noterus crassicornis		+	+
N	Ochthebius bicolon		+	
N	Ochthebius minimus	+		
N	Peltodytes caesus	+	+	+
5	Potamonectes depressus	+	+	
2	Rhantus exsoletus		+	
5	Stictotarsus duodecimpustulatus	+		
	ODONATA			
N	Aeshna cyanea	+		
2	Coenagrion puella/pulchellum			+
2	Coenagrionidae		+	+
2	Ischnura elegans	+	+	+
N	Lestes sp.	+		
	MEGALOPTERA			
3	Sialis lutaria	+	+	
	HETEROPTERA			
1	Corixa punctata	+		+
	Corixidae	+		+
	Corixidae (nymphe)		+	+
1	Gerris lacustris	+		+
1	Gerris thoracicus	+		
N	Gerris sp.			+
1	Hesperocorixa linnei	+	+	+
1	Hesperocorixa sahlbergi	+	+	+
N	Hydrometra stagnorum	+		+
1	Ilyocoris cimicoides		+	
N	Microvelia reticulata			+
1	Nepa cinerea	+		
4	Notonecta maculata	+		+
N	Notonecta obliqua			+
1	Plea minutissima			+
1	Sigara falleni	+	+	
1	Sigara falleni/longipalis	+		
N	Sigara lateralis	+		
1	Sigara striata	+	+	+
5	Velia caprai	+		+
5	Velia (nymphe)		+	

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu	
	PLECOPTERA		+		
5	Nemoura cinerea	+	+	+	+
	EPHEMEOPTERA				
5	Baetis vernus	+	+		
2	Caenis horaria		+		
2	Caenis robusta	+		+	
1	Cloeon dipterum	+	+	+	
	Baetidae	+			
4	Ephemera danica		+		
	TRICHOPTERA	+	+		
3	Athripsodes aterrimus		+	+	
5	Beraeodes minutus	+		+	
N	Chaetopteryx (complex)	+			
3	Glyphotaelius pellucidus	+		+	
5	Halesus radiatus/digitatus	+			
N	Ironoquia dubia		+		
4	Limnephilus lunatus	+			
4	Limnephilus flavicornis		+	+	
5	Anabolia nervosa		+		
5	Potamophylax sp.		+		
5	Stenophylax lateralis/sequax	+			
5	Plectrocnemia conspersa	+			
	TANYPODINAE	+	+	+	
4	Apsectrotanypus trifascipennis	+		+	
4	Conchapelopia cf.	+	+	+	
4	Macropelopia nebulosa			+	
4	Macropelopia sp.	+	+	+	
	Macropelopia/Psectrotanypus	+			
	Pentaneurini	+	+		
2	Procladius sp.	+	+	+	
2	Psectrotanypus varius	+	+	+	
N	Tanypus kraatzi			+	
4	Zavrelimyia sp.	+			
2	Xenopelopia sp.		+		
	ORTHOCLADIINAE	+	+	+	
N	Acricotopus lucens		+	+	
5	Brillia modesta	+			
N	Chaetocladius piger agg.	+	+		
2	Corynoneura scutellata agg.			+	
2	Corynoneura sp.	+			
	Cricotopus bicinctus	+	+	+	
2	Cricotopus gr. sylvestris	+	+		
	Cricotopus speciosus	+			
2	Cricotopus sylvestris		+		

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
2	Cricotopus sylvestris agg.		+	+
2	Cricotopus sp.	+	+	
5	Diplocladius cultriger	+	+	+
	Diplocladius sp.	+		
	Eukiefferiella cf. hospita	+		
	Eukiefferiella claripennis		+	
5	Eukiefferiella claripennis agg.	+	+	
5	Eukiefferiella gr. discoloripes	+		
N	Limnophyes sp.		+	
3	Metriocnemus hirticollis agg.		+	
5	Odontomesa fulva	+	+	
	Orthocladius (Orthocladius)		+	
	Orthocladius piper agg.	+		
4	Orthocladius sp.	+	+	+
	Orthocladiinae (pop)	+		
4	Prodiamesa olivacea	+	+	+
2	Psectrocladius gr. psilopterus	+		
5	Rheocricotopus fuscipes		+	
2	Thienemanniella sp.	+		
	TANYTARSINI		+	+
3	Cladotanytarsus sp.	+	+	+
	Micropsectra fl. curvicornis	+		
	Micropsectra gr. praecox	+		
3	Micropsectra sp.	+	+	+
	cf. Micropsectra (pop)		+	
3	Paratanytarsus sp.	+	+	+
	Paratanytarsus tenuis		+	
	Tanytarsini (pop)	+		
3	Tanytarsus sp.	+	+	+
	CHIRONOMINI	+	+	+
3	Chironomus gr. annularius		+	+
3	Chironomus gr. anthracinus	+	+	
3	Chironomus gr. fluviatilis			+
3	Chironomus gr. halophilus	+		
3	Chironomus gr. plumosus	+		
3	Chironomus gr. thummi	+		+
3	Chironomus gr. thummi/anthracinus		+	+
3	Chironomus sp.	+	+	+
3	Cryptochironomus sp.	+	+	+
N	Dicrotendipes gr. nervosus	+	+	
N	Dicrotendipes gr. notatus	+	+	+
N	Dicrotendipes sp.		+	
N	Einfeldia gr. insolita	+		
N	Endochironomus tendens		+	+
2	Glyptotendipes sp.	+	+	+

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
N	Microtendipes gr. chloris	+		+
2	Parachironomus gr. arcuatis	+		+
N	Paracladopelma laminata agg.			+
3	Paratendipes gr. albimanus	+	+	+
N	Phaenopsectra sp.		+	+
3	Polypedilum cf. nubeculosum	+		
3	Polypedilum cf. uncinatum	+		
3	Polypedilum gr. nubeculosum	+	+	+
1	Stictochironomus maculipennis		+	
1	Stictochironomus sp.	+		+
	Chironomini (pop)	+		
	CERATOPOGONIDAE	+	+	+
	Bezzia sp.	+		
	TIPULIDAE	+	+	+
N	Diplocladius cultriger		+	
	Pales flavipalpis	+		
	Tipula gr. lateralis	+		
	Tipula gr. luna	+	+	
	Tipula gr. oleracea	+		
	Tipula gr. signata		+	
	Tipula lateralis	+	+	+
	Tipula luteipennis		+	
	Tipula marima/fulvipennis	+		
	Tipula pruinosa		+	
	Tipula rufina			+
2	Tipula sp.	+	+	
	Yamatotipula sp.		+	+
	Tipulidae (pop)	+		
	PSYCHODIDAE	+	+	
2	Psychoda sp.		+	
	CULICIDAE			
1	Culex sp.	+		
3	PTYCHOPTERIDAE	+		
	LIMNOBIIDAE			
4	Dicranota bimaculata	+	+	+
4	Dicranota sp.	+		
3	Limnophila sp.	+	+	
	SIMULIIDAE	+	+	
5	Simulium argyreatum	+		
5	Odagmia ornata	+		

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
	PISCES			
5	Noemacheilus barbatulus	+	+	+
2	Pungitius pungitius	+	+	
	HYDRACHNIDAE	+	+	+
3	Arrenurus buccinator		+	+
3	Arrenurus crassicaudatus			+
3	Arrenurus globator		+	+
3	Arrenurus knauthei			+
3	Arrenurus securiformis			+
3	Arrenurus sp.			+
3	Brachypoda versicolor		+	+
3	Eylais hamata (nymphe)			+
3	Eylais sp.		+	
3	Hydrachna cruenta			+
3	Hydrachna (nymphe)			+
3	Hygrobates fluviatilis			+
3	Hygrobates longipalpis			+
3	Hygrobates nigromaculatus			+
3	Limnesia connata			+
3	Limnesia fulgida		+	
3	Limnesia koenikei		+	+
3	Limnesia undulata		+	+
3	Midea orbiculata		+	+
3	Piona conglobata		+	+
3	Piona pusilla			+
3	Pionacercus vatrax			+
	ARANEIDA			
1	Argyroneta aquatica			+
	LEPIDOPTERA	+	+	
1	Cataclysta lemnata			+
1	Nymphula nymphaeata			+
	COLLEMBOLA	+	+	
	LIMONIIDAE			+
	Dicranota		+	
N	Eriopterinae sp.	+		
4	Helius sp.		+	
	SYRPHIDAE			
2	Eristalis sp.		+	
	DOLICHOPODIDAE			
	Hydrophorus sp.	+		

ST	TAXON	'80-'84	'85-'90	'90-nu
1	MUSCIDAE			
	cf. Limnophora		+	
	STRATIOMYIDAE	+	+	
	SYRPHIDAE		+	
	TABANIDAE		+	+
2	Tabanus sp.		+	+
	SCIOMYZIDAE			
N	Tetanocera sp.		+	

Legenda: ST = stroomsnelheidsindex van 1 = geen - > 5 = hoog, N = niet geklassificeerd

BIJLAGE 2. Kenmerken van vissoorten

soort	migratie type	migratie periode	habitat-type	zwem-snelheid	zeldzaam-heid	type	habitat	hoofdg. vissen	voortpl. klasse	opmerking
rheofiele salmoniden										
beekforel	a,s;M3	ok-ja;	n;I;1,2	2-9	10;B	bo-zee	>s,O_2;3-9°C	A	P7	
regenboogforel			n		e	4	stag			uith., geen voortplanting
rheofiele soorten van bovenlopen										
rivierdonderpad	s;M3	ma-me	b;II,III,IV;1,2	min.0.4	6;B	bo,stag	<s,fs;8-11°C	A	Q1	
beekprik	s;M3	ma-jl	b;I,1		6;B	bo	>s;11-14°C	A	P3	
bermpje	s;M3	me-se	b;I,II;1,2	0.15(0.61)	51;B	str	14-18°C	A	P6	
rheofiele soorten van middenlopen										
elrits	p;M3	ap-au	b/n;I;1,2		2;B	bb,str		A	P3	winter diep
kopvoorn	p;M3,M4	me-jn	n;I,II;1,2	2.7	8;B	bo,str	9-19°C	A	P3	bo-paai
serpeling	p,s;M3,M4	fe-me	b/n;I,II;2,1		9;B	bo/str	6-8°C	A	P3	winter diep
rheofiele soorten van benedenlopen										
rivierprik	a;M1	fe-ap	n;I→V	0.5-1.5	<1;B	str		A	P3	
barbeel	p;M3,M4	ap-jn	b;I,II;1,2	2.4	<1;B	bo,str	10-12°C	A	P3	bo-paai, winter diep
sneep	p;M3,M4	ma-me	b/n;I,II;1,2	3.5	1;B	str	8-10°C	A	P3	bo-paai, winter diep
winde	p,s;M3,M4	ma-jn	n;I,II,III,IV;1,2	0.97	14;B	stag,mi	O_2;8-10°C	B	P4	winter diep
kwabaal	s;M3,M4	no-ja	b;I,II,IV;1,2		1;B	stag,bb	1-7°C	B	P2?	
alver	s;M4	ap-jn	n;II,IV;1,2	0.6	7;B	stag,bb		E	P4	
eurytope soorten										
riviergrondel	s,p;M3,M4	me-au	b;I,II,IV;1,2	0.55	40;B	str,stag	12-17°C	B	P6	winter diep
driedoornige stekelbaars	d,s;M1,M3	fe-ap	n;→I,II,III,IV,V→;2,3	0.5-1.5	50;n			E	Q2	pionier
paling	k;M2	ma-ap	b;→I,II,III,IV,V→;1,2,3	0.6-1.3	28;n			E	P1	
blankvoorn	p;M3,M4	ap-au	n;II,III,IV;1,2,3		52;n	stag,str	12-17°C	E	P4	str. paai, winter diep
kolblei	p;M3	me-jl	b;II,IV;2,3		18;n	stag,bb	14-17°C	L	P5	winter diep
snoek	p;M3,M4	fe-ap	n;II,III,IV;1,2,3	0.45	38;n	stag,bb	6-14°C	E	P5	
brasem	p;M3,M4	ap-jn	n;II,III,IV;1,2,3	0.55-0.65	27;n	stag,riv	14-17°C	E	P4	winter diep
tiendoornige stekelbaars	n;M1,M3,M4		n;→I,II,III,IV;2,3		46;n	stag		E	Q2	
baars	s;M3,M4	ma-me	n;II,III,IV;1,2,3		41;n	stag,riv	1-14°C	E	P4	
ruisvoorn	s;M3	me-jl	n;II,IV;2,3		29;n	stag	>15°C	L	P5	
pos	p;M3		b;II,III,IV;1,2		14;n	stag,riv		E	?	stag. paai
amerikaanse hondsvis	s		b		8;e	stag				uith.
snoekbaars	s/p;M3,M4	ap-me	n;II,III,IV;1,2		7;n	stag,riv	10-14°C	E	Q4	
bruine am. dwergmeerval	s		b		2;e					uith.
graskarper	s		n		1;e	stag				uith.

BIJLAGE 2. Vervolg

soort	migratie type	migratie periode	habitat-type	zwem-snelheid	zeldzaam-heid	type	habitat	hoofdg. vissen	voortpl. klasse	opmerking
limnofiele soorten										
zeelt	s;M3	me-au	b;II,IV	0.45-0.50	14;n	stag,bb	18-20°C	L	P5	
kleine modderkruiper	s;M3,M4	me-jn	b;I,II,IV;1,2,3	0.27	13;B	stag,str	<s,fs	B	P	
grote modderkruiper	s;M3	ma-jn	b;II,IV;2,3		4;B	stag		L	P6	
vetje	s;M3	ap-jn	n;II;2,3		7;B	stag		L	Q3	
giebel	s		b;II,III,IV;1,2,3		2;n	stag,riv		E	P5	
karper	s;M3,M4	me-au	b;II,IV;1,2,3	0.45	14;n	stag,riv	16-20°C	E	P5	uith., winter diep
kroeskarper	s;M3	me-jn	b;II,IV;2,3			stag,riv		L	P5	uith.

Legenda:

migratie-type: a=anadroom, k=katadroom, p=potamodroom, s=standvis; naar Quak 1994: M1 = anadroom, M2 = katadroom, M3 = lokale migratie, M4 = regionale migratie

migratieperiode: maand van het jaar

habitattype: compartiment: b=benthos, n=nekton; naar Quak 1994: hoofdwatertype; I = bovenstroom, II = middenstroom, III = benedenstroom, IV = plassen,, meren, kanalen, polders, V = estuarium, kust, zee, oceaan / nevenwatertype; 1 = hoofdstroom, 2 = diepe kom naast hoofdstroom, 3 = zijstroom, nevengeul, zijarm, permanent in open verbinding met hoofdstroom, 4 = stilstaand, afgesnoerd, niet-permanent met hoofdstroom in verbinding staand water

zwemsnelheid: in m/s

zeldzaamheid: presentie (1 of groter) in het watertype beek (De Nie 1996); bedreiging (Min. van LNV 1990); B = bedreigd, n = niet bedreigd, e = exoot

type: bo = bovenloop, mi = middenloop, bb = benedenloop, riv = rivier, str = stromend water, stag = stagnant water,

habitat: >s = hoge stroomsnelheden, <s = lage stroomsnelheden, O_2 = zuurstofrijk water, fs = fijn substraat

hoofdgroep vissen: rheofiel A = alle levensstadia gebonden aan de hoofdstroom, inclusief de oeverzone van stromend water, rheofiel B = sommige levensstadia gebonden aan zijwateren in permanent open verbinding met rivier/beek, rheofiel C = sommige levensstadia gebonden aan langzaam stromend brak water, permanent open verbinding tussen estuarium en zee, eurytoop = levenstadia zowel in stromend als stilstaand water, limnofiel = levensstadia in overwegend stilstaand water

voortplantingsklasse: P1 = pelagofiel, P2 = lithopelagofiel, P3 = lithofiel, P4 = fytolithofiel, P5 = fytofiel, P6 = psammofiel, P7 = lithofiel (ei verbergend), Q1 = lithofiel (nest-bewaker), Q2 = ariadnofiel, Q3 = plantsubstraat-nest, Q4 = plantmateriaal-nest

opmerkingen: uith.=uitheems, winter diep = trekt in winter naar diep water, str. = stromend water, stag. = stagnant water

Het bestellen van IBN-rapporten

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen. Vermeld op de overschrijving het nummer van het gewenste IBN-rapport (en naam en afleveradres als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).
Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.
Onderstaande lijst vermeldt alleen de rapporten die in 1995 en 1996 zijn verschenen. Een volledige lijst is op aanvraag verkrijgbaar.

123 B.C. van Dam 1995. Methoden om de vatbaarheid van populieren voor populiereroest (Melampsora larici-populina Kleb.) te toetsen. 52 p. f 40,-
124 J.P. Peeters 1995. De ontwikkeling van verschillende boomsoorten op opgespoten havenslib in de Johannapolder nabij Poortugaal (proefveld 15, onderzoek in de periode 1970 t/m 1989). 100 p. f 50,-
125 A.F.M. van Hees 1995. 'Vechtlanden' bosreservaat Ommen; bossamenstelling en bosstructuur in de steekproefcirkels. 60 p. f 40,-
126 A.F.M. van Hees 1995. 'Het Leesten' bosreservaat Ugchelen; bossamenstelling en bosstructuur in de steekproefcirkels. 104 p. f 50,-
127 J. van den Burg 1995. Naaldvergeling, naaldval, naaldsamenstelling en bodemchemische eigenschappen van douglascultures en jonge douglasopstanden in de boswachterij Staphorst (winter 1990/91). 19 p. f 20,-
128 J. van den Burg 1995. Enkele gevolgen van de toepassing van de volleboommethode voor de volgende bosgeneratie. 108 p. f 50,-
129 J. van den Burg 1995. Reacties van zomereik en douglas op overmatige stikstof- en zuurbemesting van zandgronden in een potproef (vj. 1987 t/m nj. 1989). 56 p. f 40,-
130 J.C.A.M. Bervaes & L.M. van den Berg 1995. De compacte stad, het groen aan snee? 32 p. f 30,-
131 N.H. Edelenbosch 1995. Aanwasbepaling en nieuwe houtoogstprognoses op basis van herhaalde inventarisaties in boswachterij Smilde. 98 p. f 40,-
132 P.A.M. Visschedijk 1995. Beoordeling beheerskosten ten behoeve van recreatie in SBB terreinen. 22 p (niet leverbaar)
133 M.E.A. Broekmeyer 1995. Bosreservaten in Nederland. 87 p. f 46,-
134 D.A. Jonkers 1995. De fauna van de grote heidevelden in de gemeente Nunspeet. 142 p. f 50,-
135 H.G.J.M. Koop & L.J. van Os 1995. Start monitoring Natuurboszone Amsterdamse Bos; deelrapport 3. 65 p. f 40,-
136 J.B. den Ouden 1995. A-locatie bossen in Limburg; kenschets, beoordeling en adviezen met betrekking tot behoud en ontwikkeling van bosrelicten in de provincie Limburg. 181 p. f 75,-
137 B. Ploeger 1995. Recreatie en natuur in de Loonse en Drunense Duinen; deelonderzoek recreatietellingen en enquêtes. 107 p. f 50,-
138 H.G.J.M. Koop & M.E.A. Broekmeyer 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 1: bosreservaat Stamumansbos, Gaasterland. 44 p. f 35,-

139 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 2: bosreservaat Lheebroek, Dwingeloo. 53 p. f 44,-
140 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 3: bosreservaat Galgenberg, Amerongen. 39 p. f 35,-
141 H.G.J.M. Koop & M.E.A. Broekmeyer 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 4: bosreservaat Tussen de Goren, Chaam. 37 p. f 32,-
142 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 5: bosreservaat Vijlnerbos, Vaals. 46 p. f 34,-
143 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 6: bosreservaat Vechtlanden, Ommen. 46 p. f 34,-
144 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 7: bosreservaat Zeesserveld, Ommen. 37 p. f 32,-
145 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 8: bosreservaat Meerdijk, Spijk-Bremerberg. 52 p. f 36,-
146 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 9: bosreservaat Pijpebrandje, Speulderbos. 46 p. f 34,-
147 H.G.J.M. Koop & A.P.P.M. Clerkx 1995. De vegetatie van bosreservaten in Nederland; deel 10: bosreservaat Nieuw Milligen, Garderen-Oost. 41 p. f 32,-
148 H.G.J.M. Koop 1995. De bosstructuur van de kernvlakte in Het Leesten, bosreservaat 14. 19 p. f 20,-
149 P.M. Vis 1995. De bosstructuur van de kernvlakte in het Leenderbos, bosreservaat 23. 21 p. f 30,-
150 A.H.F. Stortelder, E. Platje & Th. Giessen 1995. Ecologisch beheer van beplantingen langs rijkswegen in Drenthe. 97 p. f 40,-
151 J.J.L. Sluijsmans & J.H. Spijker 1995. Onderzoek naar onkruidbestrijding op verhardingen; praktijkproeven en de mening van bewoners in de Bredase wijk 'Hoge Vucht'. 76 p. f 40,-
152 J.K. van Raffe 1995. Evaluatie van het Districtsmeerjarenplan; de evaluatie van een (nieuw) tactisch plan van Staatsbosbeheer en de daarvoor ontwikkelde computerprogrammatuur. 102 p. f 50,-
153 L.W.G. Higler, H.M. Beije & W. van der Hoek 1995. Stromen in het landschap; ecosysteemvisie beken en beekdalen. 132 p. f 50,-
154 J.G. de Molenaar 1995. Systeembeschrijving van de heide. Basisrapport heide 1; een bouwsteen voor het ontwikkelen van een kennismodel voor het heidebeheer. 99 p. f 40,-
155 J.G. de Molenaar 1995. Biodiversiteit en terreinheterogeniteit. Basisrapport heide 2; de ecologische betekenis van milieuvariatie. 66 p. f 40,-
156 J.G. de Molenaar 1995. Terreinheterogeniteit in de heide. Basisrapport heide 3; ecologische betekenis en praktische consequenties van milieuvariatie in de heide. 51 p. f 40,-
157 J.G. de Molenaar 1995. Functioneren en beheren van heide. Basisrapport heide 4. 44 p. f 30,-
158 J.L. Guldemond 1995. Mogelijkheden voor het behoud van de iep in Nederland. 48 p. f 30,-
159 D. Wijnbelt 1995. De relatie tussen leef- en gedragsstijl en woonmilieuvoorkeur in Nijmegen en de Waalsprong. 61 p. f 40,-
160 P.F.M. Verdonschot, H.G. Mosterdijk, W. Cellarius & M. van den Hoorn 1995. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 8; de verspreiding en monitoring van veensteekmuggen in 1994. 78 p. f 40,-

161 T.A. de Boer 1995. Zeilvliegen in Nederland. 21 p. f 30,-
162 H. Koop & S. van der Werf 1995. Natuurlijke bosgemeenschappen A-locaties en boscomplexen; achtergronddocument bij de Ecosysteemvisie Bos. 230 p. f 70,-
163 S.P. Tjallingii, J.H. Spijker & C.A. de Vries 1995. Ecologisch stadsbeheer; aanzetten voor een strategie voor de stad Utrecht. Kadernota in opdracht van de Dienst Stadsbeheer van de gemeente Utrecht. 84 p. f 40,-
165 K.G. Kranenborg & S.M.G. de Vries 1995. Hybride lariks uit de zaadgaard Vaals. 30 p. f 30,-
166 D.A. Jonkers 1995. Monitoring en evaluatie voor de beheersvisie op een aantal heidevelden in de gemeente Nunspeet. 21 p. f 30,-
167 G.M.J. Mohren (eindredactie) 1995. Simulatie van effecten van luchtverontreiniging en bodemverzuring op naaldbossen: toepassingen van een geïntegreerd opstandsmodel. 194 p. f 60,-
168 D.A. Jonkers 1995. Vogels en heterogeniteit van heideterreinen. Basisrapport heide 5. 48 p. f 30,-
169 M.H.A. van den Ham & R.H.M. Peltzer 1995. Dosis-effect-relatieonderzoek en ecologische verbindingszones; evaluatie van het dosis-effect-relatieonderzoek en onderzoek naar de mogelijkheden voor recreatie én natuur binnen de ecologische verbindingszones van de hogere zandgronden. 90 p. f 40,-
170 J. Verboom, J.H. Faber, J.T.R. Kalkhoven, J.B. Latour, P.F.M. Opdam & L. Posthuma 1995. Milieuverkenningen en fauna; op weg naar multiple-stress modellen. 86 p. f 40,-
171 G. van Donkersgoed & J.K. van Raffe 1995. Handleidingen SDT, RBS en DMP; handleidingen van de computerprogrammatuur die is gebruikt bij de evaluatie van het Districtsmeerjarenplan van Staatsbosbeheer. 78 p. f 40,-
172 P.J.M. Bergers & R.C. van Apeldoorn 1995. Gebiedsgericht en soortgericht beleid in moerassen; de noordse woelmuis als toets. 40 p. f 30,-
173 J.C.M. van Haren & P.F.M. Verdonschot 1995. Proeftabel Nederlandse Culicidae. 106 p. f 50,-
174 J.K. van Raffe 1995. Functioneel en technisch ontwerp SDT, RBS en DMP; functioneel en technisch ontwerp van de computerprogrammatuur die is gebruikt bij de evaluatie van het Districsmeerjarenplan van Staatsbosbeheer. 97 p. f 40,-
175 J. van den Burg 1995. De groei van de berk in Nederland. 37 p. f 20,-
177 J.G. de Molenaar 1995. Beheersvisie heideterreinen gemeente Nunspeet. 104 p. f 50,-
178 H.J. Hekhuis & D.W. Bruil 1995. Handhaving groene wetten: samen naar een oplossing! Knelpunten en oplossingen voor een effectieve handhaving van de natuurbeschermingswetgeving. 137 p. f 50,-
179 R.J.A.M. Wolf 1995. Geschiedenis en beheer van de Nederlandse ooibossen. 131 p. f 50,-
180 M.H.J. Werner, S.M.J.M. Brasseur, E.H. Ries & P.J.H. Reijnders 1995. Habitatgebruik, activiteitspatroon en gedrag van teruggezette, gerevalideerde gewone zeehonden in de Oosterschelde: winterperiode 1993/1994. 70 p. f 40,-
181 N.H. Edelenbosch & E.J. Dik 1995. Mengteelt van populieren met suikerbieten, snijmaïs en gras. Deel 1: Economische evaluatie van mengteelt van bomen met landbouwgewassen. 99 p. f 40,-

182 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1995. De invloed van insektenbestrijding en bemesting op de vitaliteit en groei van verzwakte zomereiken. 51 p f. 40,-

183 J.F. Jonkhof & S.P. Tjallingii 1995. Water in Ypenburg. Een structuurschets van het watersysteem voor het stedebouwkundig plan van VINEX-locatie Ypenburg. 22 p. f 30,-

184 De betekenis van bossen; voordrachten gehouden op het IBN/IKC - symposium 'De betekenis van bossen'. 1995 140 p. f 50,-

185 B.C. van Dam, C.C.G van Doorn, Y. van Oort & P. Goedhart 1995. Methoden om de vatbaarheid van schietwilg *(Salix alba)* voor de watermerkziekte *(Erwinia salicis)* te toetsen. I Een biotoets. 82 p. f 44,-

186 J.L. Mulder 1995. Herintroductie van dassen in Overijssel en Friesland. 44 p. f 32,-

187 F.A. Bink 1995. Relaties tussen dagvlinders en milieutypen op de heide. Basisrapport heide 6. 36 p. f 30,-

188 D.A. Jonkers 1995. Herpetefauna en de heterogeniteit van heidevelden. Basisrapport heide 7. 34 p. f 30,-

189 R.H.M. Peltzer 1995. Recreatie en natuur in de Loonse en Drunense Duinen; deelonderzoek relatie en natuur. 168 p. f 62,-

190 S.P. Tjallingii & J.F. Jonkhof (red.) 1995. De Twee Netwerken en de Stolp; een verkennend onderzoek naar de combinatiemogelijkheden van twee strategische benaderingen. 68 p. f 40,-

191 A.P.P.M. Clerkx & M.E.A. Broekmeyer 1995. Bosstructuur en bossamenstelling van bosreservaat 'Zeesserveld'; luchtfoto's en steekproefcirkels. 44 p. f 30,-

192 R.H.M. Peltzer & T.A. de Boer 1995. Het recreatieve gebruik van de Eijerlandse Duinen en het Krimbos op Texel. 73 p. f 40,-

193 J.T.R. Kalkhoven, R.C. van Apeldoorn & R.P.B. Foppen 1995. Fauna en natuurdoeltypen; minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. 134 p. f 50,-

194 G.W.T.A. Groot Bruinderink, E. Hazebroek, A.T. Kuiters & P.A. Slim 1995. Geschiktheid van delen van de Utrechtse Heuvelrug en naburige uiterwaarden als leefgebied voor edelhert en wild zwijn. 46 p. f 32,-.

195 A. Oosterbaan, C.A. van den Berg, B.C. van Dam, C.C.G. van Doorn & L.G. Moraal 1995. Bandnecrose, bruinverkleuring en naaldval bij grove den. 31 p. f 30,-

196 B.R. Bierhuizen & P.J.M. Bergers 1995. De noordse woelmuis in het herinrichtingsgebied polder Zeevang, Noord-Holland. 50 p. f 30,-

197 J.P. Peeters, C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1995. De groei van tamme kastanje *(Castanea sativa)* in Nederland. 23 p. f 30,-

198 A.H.P. Stumpel & H. van der Voet 1995. Nieuwe poelen nuttig? Een oriënterend onderzoek naar de kolonisatie door kikkers, padden en salamanders. 59 p. f 40,-

199 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer & H.G.J.M. Koop 1995. Bosdynamiek in de Otterskooi; tien jaar monitoring van een elzenbos. 105 p. f 55,-

200 A.J. Beintema 1995. De ruime jas; flexibele invulling van het Ralatienotabeheer: kansen of risico's? 47 p. f 30,-

201 J. van den Burg 1996. Literatuurlijst van het groeiplaatseisenonderzoek met boomsoorten in Noord- en West-Europa. 37 p. f 30,-

202 B. Spaans, L. Bruinzeel & C.J. Smit 1996. Effecten van verstoring door mensen op wadvogels in de Waddenzee en de Oosterschelde. 134 p. f 50,-

203 G.J.M. Wintermans 1996. Verstorende effecten voor vogels van de aanleg van een afvalwaterpersleiding (AWP-2) door het Markiezaat. 29 p. f . 30,-

204 W.K.R.E. van Wingerden, R.J.M. van Kats & D.R. Lammertsma 1996. Een verkennende studie naar het voorkomen van de Moerassprinkhaan *(Stethophyma grossum* L.) in uiterwaarden. 53 p. f 40,-

205 E.A.P. Wieman & H. Hekhuis 1996. Deel A: Bedrijfseconomische consequenties en functievervulling van kleinschalig bosbeheer; modelberekeningen en praktijksituaties 152 p. Deel B: Bijlagen. 194 p. Deze twee delen zijn niet afzonderlijk te bestellen. f 77,-

206 A. Oosterbaan & C.A. van den Berg 1996. Experimenteel onderzoek naar omvormingsmogelijkheden van douglas-monoculturen naar gemengd bos. 35 p. f 30,-

207 T.A. de Boer 1996. De effecten van waterrecreatie op de natuur in de Oosterschelde, Voordelta en Waddenzee: een literatuuronderzoek. 45 p. f 30,-

208 S.M.J.M. Brasseur & P.J.H. Reijnders 1996. De zeehond terug op z'n bank; een haalbaarheidsstudie voor het Brielse Gat. 31 p. f 30,-

209 H.J. Hekhuis & R.H.M. Peltzer 1996. Intensiteit van het recreatief bosgebruik in Overijssel; indelingscriteria en kosten. 63 p. f 40,-

210 M.E.A. Broekmeyer, A.P.P.M. Clerkx & H.G.J.M. Koop 1996. Bosdynamiek in het Norgerholt; tien jaar monitoring in een Hulst-Eikenbos. 112 p. f 55,-

211 W.A. Teunissen 1996. Ganzenschade in de akkerbouw; onderzoek naar factoren die een rol spelen bij het ontstaan van ganzenschade in de akkerbouw. 167 p. f 60,-

212 W. Schuring & P. Kolster 1996. Toepassing van plantaardige eiwitcoatings op bomen. 35 p. f 32,-

213 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1996. De invloed van bodemvoorbereiding op natuurlijke verjonging van douglas en enkele andere soorten. 32 p. f 30,-

214 N. Dankers & G.J. M. Wintermans (red.). Exploratieboringen en ecologie; een bijdrage aan de MER van de NAM ten behoeve van de proefboringen naar aardgas in de Waddenzee en de Noordzeekustzone. 213 p. f 92,-

215 H. Siepel, J. Burgers, R.J.M. van Kats, D.R. Lammertsma & A.P. Noordam 1996. De bijdrage van verruigde akkerranden aan de biodiversiteit van het landelijk gebied in Zuidelijk Flevoland. 73 p. f 40,-

216 J.K. van Raffe 1996. Tactische bosbedrijfsplanning; methodiek en computerprogrammatuur voor de planning van maatregelen en middelen. 129 p. f 50,-

217 A.P.P.M. Clerkx, M.E.A. Broekmeyer, P.J. Szabo, A.F.M. van Hees, L.J. van Os & H.G.J.M. Koop 1996. Bosdynamiek in bosreservaat Galgenberg. 137 p. f 55,-

218 G.P. Gonggrijp 1996. Indelings- en waarderingsmethode voor aardkundige waarden. 95 p. f 43,-

219 H.G.J.M. Koop, L.J. van Os & A.P.P.M. Clerkx 1996. Start monitoringsysteem natuurtechnisch bosbeheer. 75 p. f 40,-

220 A. van den Ham & G. Kolkman 1996. Inzet van een tendersysteem bij de SBL-regeling. 45 p. f 30,-

221 J.J. Jansen, J. Sevenster & P.J. Faber 1996. Opbrengsttabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. 202 p. f 52,50

222 S.P. Tjallingii, J.H. Spijker & J.F. Jonkhof 1996. Ecologische Ontwikkelingsvisie op beheer en inrichting van de stadswateren in Amstelveen. 107 p. f 50,-

223 E.J. Dik 1996. Herziene spilhout-volumefuncties van enkele boomsoorten; tabellen, omrekening naar werkhout-volume, bastpercentages en verloop van de diameter in de stam. 52 p. f 40,-

224 J. van den Burg 1996. Beworteling van boomsoorten in Nederlandse bossen. 66 p. f 40,-

225 W. Schuring, C. Das & P.W. Goedhart 1996. Het verplanten van laanbomen met naakte wortel in voor- en najaar; toepassing van wortelsnoei in de aanlegfase. 50 p. f 30,-

226 A.T. Kuiters, G.W.T.A. Groot Bruinderink & C.B. de Jong 1996. De Dieetkeus van damhert, ree en enkele andere herbivoren in de duinen van Zuid-Kennemerland. 53 p. f 40,-

227 J. Veen, L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1996. Evaluatie van het beheer van de zilvermeeuwenpopulatie op Schiermonnikoog in 1986-1995. 73 p. f 40,-

228 L.W.G. Higler & Tj.H. van den Hoek 1996. Monitoring onderzoek Hierdense beek 1995. 40 p. f 30,-

229 P.J.M. Bergers & P.F.M. Opdam (red.) 1996. Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst. 25 p. f 30,-

231 J.G. de Molenaar 1996. Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. I. De werking van begrazing. 221 p. f 70.,-

232 P.F.M. Verdonschot., J.A. Schot & M.W. van den Hoorn 1996. Astacus astacus; leefomstandigheden in de Rozendaalse beek en de Beekhuizense beek. 86 p. f 40.,-

233 G.W.W. Wamelink & H.F. van Dobben 1996. Schatting van responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenberg's indicatiegetallen. 109 p. f 50,-

234 P.F.M. Verdonschot, W. Cellarius & M.W. van den Hoorn 1996. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkvenen 9; monitoring van veensteekmuggen in 1995. 27 p. f 30,-

235 J.A. Schot & P.F.M. Verdonschot 1996. Astacus astacus; een ecologisch profiel gebaseerd op informatie uit de literatuur. 107 p. f 50,-

236 P.J. Szabo, A.P.P.M. Clerkx & M.E.A. Broekmeyer 1996. De bosstructuur en bossamenstelling van bosreservaat 'Galgenberg' in 1988. 70 p. f 30,-

237 P.F.M. Verdonschot 1996. Migratie van beekmacrofauna en beekvissen; migreerbaarheid van een gesloten of open afleiding de Schuitenbeek. 85 p. f 40,-