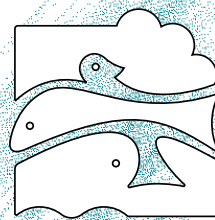


# Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (*Lota Lota L.*), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest.

Alain Dillen  
Seth Martens  
Raf Baeyens  
Johan Coeck



*instituut  
voor  
natuurbeho*



Instituut voor Natuurbehoud

Wijze van citeren :

Dillen A., Martens S., Baeyens R. & Coeck J., 2005. Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (*Lota Lota L.*), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.04, Brussel.



Wetenschappelijke instelling  
van de Vlaamse Gemeenschap



## Colofon

### *Auteurs:*

Dillen A., Martens S., Baeyens R. & Coeck J.  
Instituut voor Natuurbehoud  
Kliniekstraat 25  
1070 Brussel  
info@instnat.be

### *Voorpagina:*

foto : Alain Dillen

### *Verantwoordelijke uitgever:*

Eckhart Kuijken  
Algemeen directeur van het Instituut voor Natuurbehoud

### *Opmaak:*

Alain Dillen

*D/2005/3241/136*

*ISBN 90-403-0229-4*

*NUGI 922*

*Kostprijs* : 8 EUR (plus 5 EUR verzendingskosten voor 1 tot 5 exemplaren)

### *Hoe bestellen?*

Door een storting te doen op rekening 091-2226013-86 op naam van het Eigen Vermogen van het Instituut voor Natuurbehoud met vermelding van 'Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (*Lota Lota L.*), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest. IN.R.2005.04'. Gelieve tegelijkertijd een briefje of mail te sturen t.a.v. Mariko Linssen, Instituut voor Natuurbehoud, Kliniekstraat 25, 1070 Brussel (mariko.linssen@inbo.be). Na ontvangst van uw betaling sturen wij u het rapport op, tesamen met een factuur waarop de vermelding 'betaald' staat.

© 2005, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel

gedrukt op gerecycleerd, chloorvrij papier.

Instituut voor Natuurbehoud  
Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel  
e-mail : info@instnat.be  
website:www.instnat.be  
tel : 02-528 88 82  
fax : 02-558 18 05

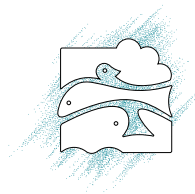
# Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (*Lota Lota L.*), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest.

Alain Dillen  
Seth Martens  
Raf Baeyens  
Johan Coeck

2005

Onderzoeksopdracht AMINAL/B&G/15/2001

IN.R.2005.04



## Inhoud

Inhoud.....	1
Samenvatting.....	5
Summary.....	6
Inleiding.....	7
1. Stand van kennis op het gebied van het onderzoeksproject.....	8
1.1. <i>Systematiek van de studiesoort</i> .....	8
1.2. <i>Habitus</i> .....	9
1.3. <i>Algemene biologie</i> .....	9
2. Actuele verspreiding van de kwabaal in Europa.....	10
3. Historische verspreiding in Vlaanderen.....	13
4. Literatuurstudie.....	15
4.1. <i>Populatiodynamica</i> .....	15
<i>Reproductie en mortaliteit</i> .....	15
<i>Populatieopbouw</i> .....	16
<i>Groeisnelheid en conditie</i> .....	17
<i>Populatiegenetica</i> .....	18
4.2. <i>Habitatecologie</i> .....	19
4.3. <i>Waterkwaliteitsvereisten</i> .....	21
1) <i>Chemische index (CI)</i> .....	22
2) <i>Minimum kwaliteitsvereisten</i> .....	24
<i>Besluiten</i> .....	24
4.4. <i>Dieet in verschillende stadia van de levenscyclus</i> .....	26
4.5. <i>Trofische relaties (predatie en competitie)</i> .....	27
4.6. <i>Temperatuursecologie</i> .....	28
4.7. <i>Ziekten en parasieten</i> .....	30
5. Onderzoek habitatgebruik en –selectie in een referentiebiotoop voor onze Vlaamse laaglandrivieren, voor verschillende stadia in de levenscyclus.....	32
5.1. <i>Inleiding en doelstellingen</i> .....	32
5.2. <i>Habitatgebruik op regionale schaal</i> .....	33
<i>Doelstelling</i> .....	33
<i>Materiaal en methode</i> .....	33
<i>Resultaten</i> .....	34
<i>Besluiten</i> .....	35

<b>5.3. Habitatgebruik op macroschaal</b> .....	36
Doelstelling.....	36
Materiaal en methode.....	36
Verwerking van de gegevens.....	40
Resultaten (voor trajecten van 50 m).....	41
Besluiten.....	46
<b>5.4. Microhabitatgebruik</b> .....	47
Doelstelling.....	47
Materiaal en methode.....	47
Verwerking van de gegevens.....	51
Resultaten.....	52
Besluiten.....	53
Globale bespreking habitatonderzoek.....	53
<b>5.5. Opstellen en testen van habitatgeschiktheidsmodellen</b> .....	56
Doelstelling.....	56
Materiaal en methode.....	56
Verwerking van de gegevens.....	56
Resultaten.....	62
Besluiten.....	68
<b>5.6. Habitatgebruik van larvale en juveniele kwabalen</b> .....	69
Doelstelling.....	69
Materiaal en methode.....	69
Verwerking van de gegevens.....	72
Resultaten.....	72
Bespreking.....	74
Besluiten.....	74
<b>5.7. Populatie-ecologische aspecten van de kwabaal</b> .....	75
<b>5.8. Mobiliteit en migraties</b> .....	78
5.8.1. Radiotelemetrie.....	78
Doelstelling.....	78
Materiaal en methode.....	78
Resultaten en bespreking.....	80
5.8.2. Fuikenonderzoek.....	82
Doelstelling.....	82
Materiaal en methode.....	82
Resultaten en bespreking.....	86
Besluiten.....	92
<b>5.9. Thermisch habitat van de kwabaal</b> .....	92
Inleiding en doelstelling.....	92
Materiaal en methode.....	92
Resultaten.....	93
Bespreking.....	97
Besluiten.....	98
<b>6. Potentieel geschikte stilstaande en stromende waters voor de kwabaal in Vlaanderen</b> .....	99

7. Evaluatie van de geschiktheid voor het herstel van kwabaalpopulaties in twee te selecteren waterlopen.....	100
<b>7.1. Inleiding en doelstelling</b> .....	100
<b>7.2. Materiaal en methode</b> .....	100
<b>7.3. Resultaten en bespreking</b> .....	102
<b>7.3.1 Grote Nete</b> .....	102
<i>Waterkwaliteit</i> .....	102
<i>Paaihabitat</i> .....	102
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	103
<i>Bespreking</i> .....	105
<i>Aanbevelingen</i> .....	105
<b>7.3.2 De Aabeek</b> .....	106
<i>Waterkwaliteit</i> .....	106
<i>Paaihabitat</i> .....	106
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	108
<i>Bespreking</i> .....	110
<i>Aanbevelingen</i> .....	110
<b>7.3.3 De Bosbeek</b> .....	112
<i>Waterkwaliteit</i> .....	112
<i>Paaihabitat</i> .....	112
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	113
<i>Bespreking</i> .....	113
<i>Aanbevelingen</i> .....	115
<b>7.3.4 De Zwarte Beek</b> .....	116
<i>Waterkwaliteit</i> .....	116
<i>Paaihabitat</i> .....	116
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	117
<i>Bespreking</i> .....	119
<i>Aanbevelingen</i> .....	119
<b>7.3.5 De Velp</b> .....	120
<i>Waterkwaliteit</i> .....	120
<i>Paaihabitat</i> .....	120
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	121
<i>Bespreking</i> .....	123
<i>Aanbevelingen</i> .....	123
<b>7.3.6 De Itterbeek</b> .....	124
<i>Waterkwaliteit</i> .....	124
<i>Paaihabitat</i> .....	124
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	125
<i>Bespreking</i> .....	127
<i>Aanbevelingen</i> .....	127
<b>7.3.7 De Ijse</b> .....	128
<i>Waterkwaliteit</i> .....	128
<i>Paaihabitat</i> .....	128
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	128
<i>Bespreking</i> .....	131
<i>Aanbevelingen</i> .....	131

<b>7.3.8 De Zwalm</b> .....	132
<i>Waterkwaliteit</i> .....	132
<i>Paaihabitat</i> .....	132
<i>Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen</i> .....	133
<i>Bespreking</i> .....	135
<i>Aanbevelingen</i> .....	135
<b>8. Referenties</b> .....	136
Bijlage: veldprotocol voor het nagaan van de habitatgeschiktheid van waterlopen voor de kwabaal ( <i>Lota lota</i> L.).....	144

## Samenvatting

Dit onderzoek kadert in een haalbaarheidsstudie voor het herstel van de kwabaal in het Vlaamse Gewest, en sluit nauw aan bij twee andere onderzoeken die werden uitgevoerd voor deze soort (populatiegenetica en kweek in gecontroleerde omstandigheden). Naast een uitgebreide literatuurstudie naar de biologie van de kwabaal werd ook heel wat veldonderzoek uitgevoerd om het habitatgebruik van de soort in laaglandrivieren na te gaan.

In de literatuurstudie werden de populatiedynamica, habitatecologie, de waterkwaliteitsvereisten, het dieet van de soort in verschillende stadia van de levenscyclus, trofische relaties (predatie en competitie), temperatuursecologie en de mogelijke ziekten en parasieten die op de kwabaal kunnen voorkomen onderzocht. Daarnaast werden de actuele verspreiding van de kwabaal in Europa en de historische verspreiding van de soort in Vlaanderen nagegaan.

Het habitatgebruik van de soort werd voor verschillende stadia in de levenscyclus onderzocht in een referentiebiotoop in de Franse Ardennen, in de rivier 'La Bar'. Voor subadulte en adulte kwabalen werd dit op drie verschillende schalen uitgevoerd: een regionale schaal, over verschillende bekkens heen, een macroschaal, binnen éénzelfde rivierbekken, en een microschaal, binnen éénzelfde rivier. Voor larvale en juveniele kwabalen werd het habitatgebruik op macroschaal onderzocht. Daarnaast werd met behulp van radiotelemetrie en van fuikvangsten de paaimigratie onderzocht gedurende de winterperiode. De belangrijkste conclusies uit dit habitatonderzoek zijn dat subadulte en adulte kwabalen graag gebruik maken van schuilplaatsen in de oever, onder andere holle oevers, en dat larvale en juveniele kwabalen voornamelijk in licht stromende, vegetatierijke zijbeken voorkomen. Verder bleek dat de adulte kwabalen voornamelijk de diepere zijbeken optrokken om er te paaien, en dat de paaimigratie werd gestimuleerd door een plotse stijging van de waterspiegel, na hevige regenval. De resultaten lieten toe om habitatgeschiktheidsmodellen op te stellen en te testen voor subadulte en adulte kwabalen enerzijds en voor larvaal/juveniel/paaihabitat anderzijds.

Op basis van toepassing van de habitatgeschiktheidsmodellen op Vlaamse waterlopen werden beheersmaatregelen geformuleerd naar water- en visstandsbeheerders toe voor de herintroductie van de kwabaal en werden twee waterlopen geselecteerd voor een proefherintroductie. Tot slot werd een veldprotocol opgesteld dat toelaat om de habitatgeschiktheid van een riviertraject na te gaan voor subadulte en adulte kwabalen enerzijds en voor larven, juvenielen en paai anderzijds.



## Summary

This research is part of a feasibility study for the recovery of the burbot in the Flemish Region, and is joined closely to two other researches conducted for this species (population genetics and artificial breeding under controlled circumstances). Besides a thorough literature study an extensive field campaign was conducted to explore the habitat use of the species.

In the literature study the population dynamics, habitat ecology, water quality requirements, the diet of different life stages, trophical relations (predation and competition), thermal ecology and possible diseases and parasites that might occur on burbot were studied. Furthermore its actual distribution and its historic distribution in Flanders were investigated.

The habitat use of the species was studied for different life stages in a reference biotope in the French Ardennes, in the river “La Bar”. This was done on three different scales of investigation for subadult and adult burbot: a regional scale over different river catchments, a macroscale, within one river catchment, and a microscale, within one river. Habitat use of larval and juvenile burbot was investigated on the macroscale only. Furthermore radiotelemetry and fyke catches were used to investigate winter spawning migration. Most important conclusions of this research were that subadult and adult burbot prefer habitats with shelter opportunities near the river bank, such as undercut banks, and that larval and juvenile burbot mainly occur in moderately flowing, highly vegetated tributaries. Adult burbot mainly migrated into the deeper tributaries and spawning migration was stimulated by a sudden increase of water level, after severe rainfall. These results allowed development and testing of habitat suitability models for subadult and adult burbot on one hand and for larval/juvenile/spawning habitat on the other hand.

Application of these models on Flemish water courses lead to the formulation of measures of management for water- and fish stock managers, and two water courses were selected for a pilot reintroduction. Finally a field protocol was developed to evaluate habitat suitability of a river trajectory for subadult and adult burbot on one hand and for larvae, juveniles and spawning on the other hand.

## Inleiding

De kwabaal, de enige vertegenwoordiger van de kabeljauwachtigen die zijn volledige levenscyclus in het zoetwater doorbrengt, is sinds 1960-1970 uitgestorven in België. Mogelijke oorzaken voor deze achteruitgang waren waterverontreiniging, habitatdegradatie en verlies van of het onbereikbaar worden van geschikte paaigronden. Hoewel de waterkwaliteit van onze Vlaamse rivieren de laatste decennia gestaag verbeterd is en er meer aandacht wordt besteed aan het verbeteren van de beekstructuur en het verzekeren van een vrije vismigratie, is er door de afwezigheid van bronpopulaties in de directe omgeving geen natuurlijk herstel van kwabaalpopulaties mogelijk.

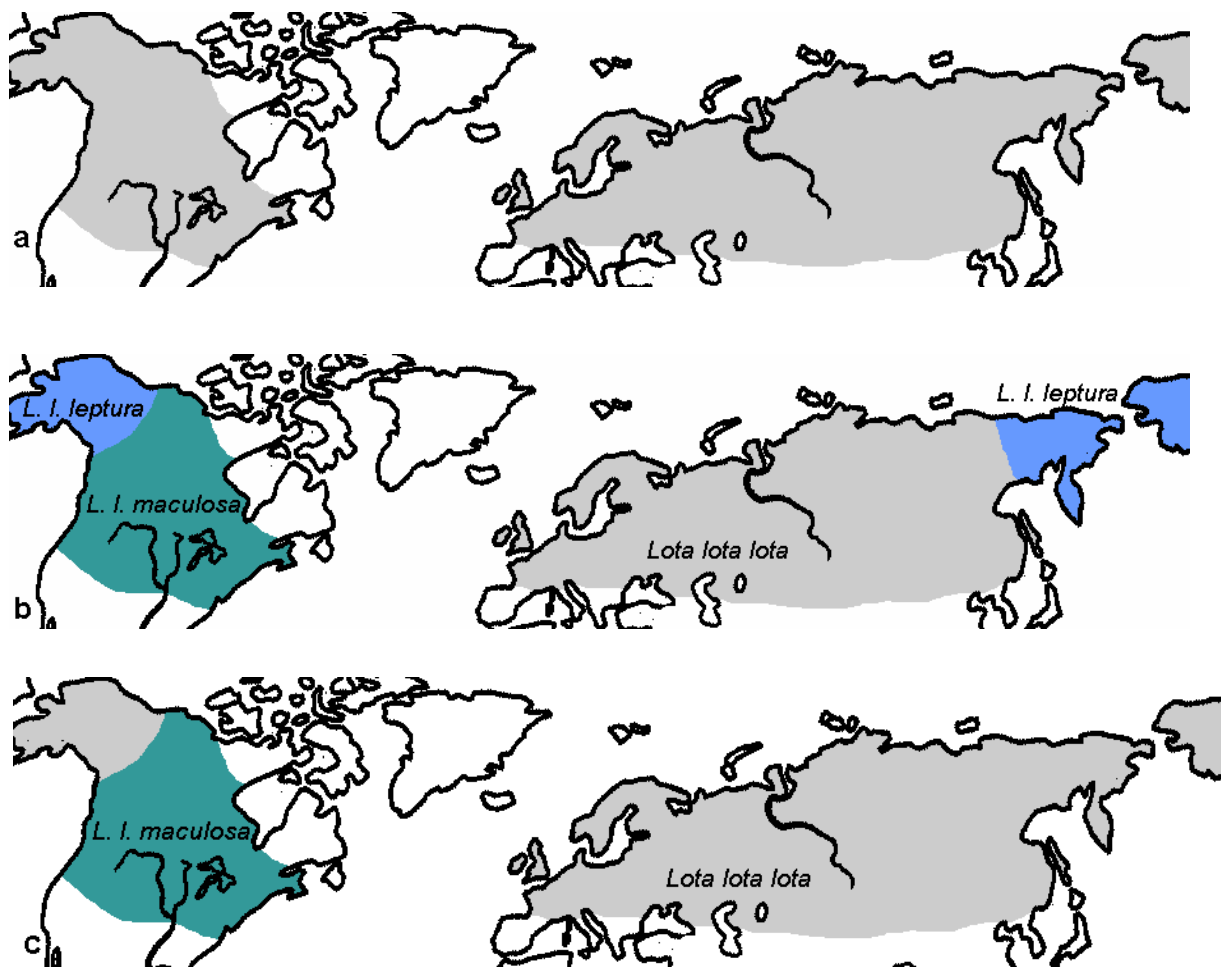
Daarom werd door AMINAL afdeling Bos en Groen een model-herintroductieprogramma opgestart waarin de mogelijkheden en voorwaarden voor een herintroductie van de kwabaal in Vlaanderen worden nagegaan. Het programma bestaat uit drie stappen: een haalbaarheidsstudie, de eigenlijke herintroductie en een opvolgende studie waarin de gevolgen van de uitzetting op het aquatisch systeem nauwgezet opgevolgd worden. De haalbaarheidsstudie zelf bestaat uit drie luiken:

1. Een populatiegenetisch onderzoek waarbij de bronpopulaties van kwabaal werden gekarakteriseerd. Dit onderzoek werd uitgevoerd door de Katholieke Universiteit van Leuven (K.U.L.) en de resultaten werden gebundeld in een doctoraatsverhandeling (Van Houdt, 2003).
2. Het opstarten van een kweekprogramma van de soort onder gecontroleerde omstandigheden. Dit onderzoeksluik werd door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW), Centrum voor Visteelt te Linkebeek uitgevoerd. Het Centrum voor Visteelt is er reeds meerdere opeenvolgende jaren in geslaagd om een volledige paaicyclus van de kwabaal met succes te doorlopen zodat er nu voldoende aantallen beschikbaar zijn voor een herintroductie van de soort.
3. Een onderzoek naar de biologie van de kwabaal, met bijzondere aandacht voor het habitatgebruik en de paaimigratie van de soort, zijn actuele verspreiding in Europa en zijn historische verspreiding in Vlaanderen. Dit onderzoek werd door het Instituut voor Natuurbehoud (IN) uitgevoerd en de resultaten worden in dit onderzoeksrapport voorgesteld.

## 1. Stand van kennis op het gebied van het onderzoeksproject

### 1.1. Systematiek van de studiesoort:

De kwabaal (*Lota lota* L., 1758) behoort tot de familie der Gadidae, subfamilie Lotinae. Over de taxonomie van de soort bestaan verschillende meningen. Volgens HUBBS & SCHULTZ (1941) bestaan er, op basis van morfometrische verschillen, drie subsoorten (fig. 1.1b): *Lota lota lota* (Eurazië), *Lota lota leptura* (Noord-Amerika en Oost-Siberië), en *Lota lota maculosa* (= *L. l. lacustris*) (Centraal en Oostelijk Amerika). De morfometrische kenmerken bleken echter clinaal te zijn, waardoor PIVNICKA (1970) *L. l. leptura* als een vorm van *L. l. lota* beschouwde (fig. 1.1c). Andere auteurs stellen dat er niet voldoende aanwijzingen zijn voor de opdeling in subspecies (LINDSAY, 1956; LAWLER, 1963; SCOTT & CROSSMAN, 1973) (fig. 1.1a). Genetisch onderzoek in het kader van het TWOL-AMINAL onderzoeksproject (AMINAL/BG/V 97.2), uitgevoerd door de universiteit van Leuven, ondersteunt de taxonomische indeling volgens PIVNICKA, waarin twee ondersoorten voorkomen: *Lota lota lota* in Eurazië en Alaska, en *Lota lota maculosa* in Noord-Amerika.



**Figuur 1.1:** Subspecies binnen kwabaal volgens verschillende auteurs, op basis van morfologische gegevens. (a) GUNTHER (1862); (b) HUBZZ & SCHULTS (1941) en (c) PIVNICKA (1970).

## 1.2. *Habitus:*

De kwabaal onderscheidt zich van alle andere zoetwatervissen door de enkele kindraad en zijn rugvinnen (fig. 1.2). Hierdoor is verwarring met andere inheemse soorten uitgesloten. De voorste (en tevens kortste) rugvin bezit 12 tot 14 vinstralen. De achterste rugvin bezit geen harde vinstralen, en vormt, evenals de anaalvin, een lange band tot aan de staartvin. De rug- en anaalvin zijn, in tegenstelling tot de paling en de meerval, niet met de staartvin versmolten.

De mond is onderstandig, achter de voorste neusopeningen zit een paar zeer korte baarddraden. De schubben zijn zeer klein en dun. De kleur is variabel, de bovenzijde is donkergroen tot bruin, geelachtig, naar de buik toe lichter, tot zelfs wit. Op de rug en flanken komen soms gemarmerde zwarte of grijze vlekken voor.



**Fig 1.2:** habitus van de kwabaal (*Lota lota* L.) Foto links: W. Hauer; foto rechts: A. Dillen

## 1.3. *Algemene biologie:*

De kwabaal is een koudwaterminnende, benthische, omnivore vissoort, die zowel in meren als in rivieren wordt aangetroffen (BONAR et al., 2000; PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI, 2000). Door zijn nachtelijke levenswijze leidt de kwabaal een verborgen bestaan: overdag houdt hij zich schuil in spleten in de oever of onder stenen, wortels en waterplanten. Volgens sommige auteurs zou de kwabaal s' nachts traag over de bodem zwemmen op zoek naar prooi, terwijl andere auteurs menen dat hij vanuit zijn schuilplaats voorbijzwemmende prooien verrast door een korte sprint (EDSALL, 1993). De jongere individuen bevinden zich meestal in ondiepe plaatsen, terwijl de adulten vooral in dieper water voorkomen, tot meer dan 200 meter diep (in meren) (PHILLIPART & VRANKEN, 1983).

De paaitijd is in de winter, tussen november en maart, bij watertemperaturen tussen 0-5° C (BAILEY, 1972; BONAR et al., 2000). Gewoonlijk produceren kwabaalwijfjes een zeer groot aantal eitjes: CARL (1992) heeft het over een gemiddelde van 226.000 eitjes per vrouwtje. De eitjes zijn semi-pelagisch door de aanwezigheid van een druppeltje olie. De larven komen na 6-10 weken uit, en voeden zich de eerste dagen vooral met fytoplankton. Na enkele dagen voeden ze zich ook met zoöplankton en neemt het aandeel aan fytoplankton in het dieet geleidelijk af (GHAN & SPRULES, 1993; DOOREMONT, 2001). Juvenile kwabalen voeden zich vooral met invertebraten, terwijl adulte dieren zich hoofdzakelijk met vissen voeden (GUTHRUF et al., 1992; GHAN & SPRULES, 1993). Hierbij treedt ook kannibalisme op.

## 2. Actuele verspreiding van de kwabaal in Europa

De kwabaal wordt vrijwel overal in Europa aangetroffen boven 40° NB (Fig. 2.1), van de Pyreneeën tot aan de Balkan (LELEK, 1987). In IJsland, de Arctische eilanden, en in het uiterste westen en noordoosten van Noorwegen komt de soort niet voor.



**Fig. 2.1:** de verspreiding van de kwabaal in Noord-Amerika, Europa en Azië. De donkergekleurde gebieden geven het verspreidingsgebied weer.

In Italië komt de soort nog voor in het bekken van de Po, in rivieren uit het bekken van de Donau, en in het Garda meer (LELEK, 1987). In Engeland kwam de kwabaal in een aantal (vooral grotere) rivieren voor, maar werd sedert 1970 niet meer waargenomen en wordt tegenwoordig dan ook als uitgestorven beschouwd (MARLBOROUGH, 1970; MAITLAND & LYLE, 1996, MAITLAND, persoonlijke mededeling). In Frankrijk heeft hij de status van kwetsbare soort. Er bestaan nog zichzelf in stand houdende relictpopulaties in rivieren uit de bekkens van de Rhône, de Seine, de Maas, de Rijn (Moezel) en de Loire, en in de meren van de Vogezen en Savoie (KEITH & ALLARDI, 1996). In Slovenië komt de kwabaal in kleine aantallen voor in het Donau bekken en in het bekken van de Adriatische rivier, en wordt als sterk bedreigd beschouwd (POVŽ, 1996). In Slowakije is de kwabaal zeldzaam, en wetenschappers stellen dan ook voor om hem de status 'kwetsbare soort' toe te kennen (HOLČIK, 1996). Ook in Tjechië is de kwabaal een kwetsbare soort (LUSK, 1996), en komt o.a. in de Morava rivier en een aantal zijrivieren in kleine aantallen voor (JURAJDA & PENÁZ, 1996). In deze rivier kwam de soort een honderd jaar geleden nochtans in grote aantallen voor en was lokaal van groot belang voor de commerciële visserij. In Oostenrijk wordt de soort eveneens kwetsbaar genoemd, en komt voor in een aantal rivieren en meren (vb. Neusiedler meer) (MIKSCHI et al., 1996). In Polen komt de kwabaal nog voor, in het bekken van de Pilica zijn de aantallen in 1984 globaal gezien licht gestegen t.o.v. 1965 (PENCZAK, 1996). De Zwitserse kwabaalpopulaties blijken niet bedreigd te zijn (KIRCHHOFER & HEFTI, 1996). In de Duitse staat Baden-Württemberg is de kwabaal algemeen in het Constancemeer, met uitsterven bedreigd in het Donau- en het Neckarstelsel, en sterk bedreigd in de Rijn (DUBLING & BERG, 2001). In deze staat is de kwabaal niet beschermd door een federale wet, en er is geen sluitingstijd voor de vangst van de soort, maar er is wel een wettelijke minimummaat (30 cm) voor hengelaars. Ook in Nordrhein-Westfalen is de kwabaal zeldzaam geworden en is met uitsterven bedreigd (KLINGER et al., 2002). In de Elbe en de Oder wordt

hij nog aangetroffen, maar in de zijrivieren is hij verdwenen (SCHNEIDER et al., 2002). In de rivier de Rühr tracht men momenteel via een herintroductieproject de kwabaalpopulatie terug te herstellen. In Nederland wordt de kwabaal sporadisch waargenomen, en komt hij vooral voor in de Biesbosch, de Volkerak/Krammer, de Waal, de Gelderse IJssel en het Ketelmeer (DE NIE, 1996). De aantallen gaan waarschijnlijk nog steeds achteruit in Nederland. In België wordt de soort als geheel uitgestorven beschouwd, hoewel er in de Maas nu en dan nog enkele individuen worden aangetroffen (DE NIE, 1996; PHILLIPART & VRANKEN, 1983; VANDELANNOOTE et al., 1998).

**Tabel 2.1:** Overzichtstabel van de verspreiding en status van de kwabaal in Europa. [1a]: PHILIPPART & VRANKEN, 1983; [1b]: VANDELANNOOTE et al., 1998; [2a]: KLINGER et al., 2002; [2b]: DUBLING & BERG, 2001 [3]: MAITLAND & LYLE, 1996; [4]: JARI PÄÄKKONEN, persoonlijke mededeling; [5a]: KEITH & ALLARDI, 1996; [5b]: HENRI PERSAT, persoonlijke mededeling; [6]: LELEK, 1987; [7]: DE NIE, 1996; [8]: MIKSCI et al., 1996; [9]: PENCZAK, 1996; [10]: POVŽ, 1996; [11]: HOLČIK, 1996; [12]: LUSK, 1996; [13]: KIRCHHOFER & HEFTI, 1996.

Land	Status	Bekken/rivier	Opmerkingen	Ref.
België	Uitgestorven, beschermd (wetgeving Rivier-visserij)	Relictpopulatie op de Maas, Wallonië	Wordt als uitgestorven beschouwd, sporadische waarnemingen van individuen, wschl afkomstig uit Franse gedeelte van Maas	[1a] & [1b]
Duitsland	In sommige staten met uitsterven bedreigd, in andere kwetsbaar, in enkele staten algemeen	Ruhr, Elbe, Oder, Rijn, Constance-meer	Momenteel loopt een herintroductieprogramma voor kwabaal in de rivier de Ruhr	[2a] & [2b]
Engeland	Uitgestorven, beschermd (Wildlife & Countryside act)	Nagenoeg alle grotere rivieren	Sinds 1970 uitgestorven, sinds 1981 opgenomen in Wildlife and Countryside act.	[3]
Finland	Algemeen tot vrij algemeen	Rivieren + meren	Komt in grote aantallen voor, behalve in het noorden van het land	[4]
Frankrijk	Kwetsbare soort	Bekkens van de Seine, de Loire, de Rhône, de Maas, en de Moezel	Komt ook in een aantal Franse (berg)meren voor	[5a] & [5b]
Italië	ongekend	Po- en Donaubekken, Garda Meer	--	[6]
Nederland	Zeer zeldzaam, beschermd (wetgeving Natuurbehoud)	Biesbosch, Volkerak/Krammer, de Waal, de Gelderse IJssel en het Ketelmeer	Aantallen gaan waarschijnlijk nog steeds achteruit	[7]
Oostenrijk	Kwetsbare soort	Een aantal rivieren en meren, waaronder het Neusiedler meer	--	[8]

**Tabel 2.1 (vervolg):** Overzichtstabel van de verspreiding en status van de kwabaal in Europa. [1a]: PHILIPPART & VRANKEN, 1983; [1b]: VANDELANNOOTE et al., 1998; [2a]: KLINGER et al., 2002; [2b]: DUBLING & BERG, 2001 [3]: MAITLAND & LYLE, 1996; [4]: JARI PÄÄKKONEN, persoonlijke mededeling; [5a]: KEITH & ALLARDI, 1996; [5b]: HENRI PERSAT, persoonlijke mededeling; [6]: LELEK, 1987; [7]: DE NIE, 1996; [8]: MIKSCHI et al., 1996; [9]: PENCZAK, 1996; [10]: POVŽ, 1996; [11]: HOLČIK, 1996; [12]: LUSK, 1996; [13]: KIRCHHOFER & HEFTI, 1996.

<b>Land</b>	<b>Status</b>	<b>Bekken/rivier</b>	<b>Opmerkingen</b>	<b>Ref.</b>
Polen	ongekend	Bekken van de Pilica	Aantallen zouden in de jaren '80 lichtjes zijn gestegen t.o.v. de jaren '60	[9]
Slovenië	Sterk bedreigd	Donaubekken, bekken van de Adriatische rivier	--	[10]
Slowakije	Zeldzaam, kwetsbare soort	--	--	[11]
Tjechië	Kwetsbare soort	Morava rivier en een aantal zijrivieren	Kwam rond eeuwwisseling in vrij grote aantallen voor in de Morava rivier, gezien commerciële visserij hierop	[12]
Zwitserland	Niet bedreigd	Rivieren + meren	--	[12]





### 3. Historische verspreiding in Vlaanderen

Uit tabel 3.1 blijkt dat de kwabaal rond de eeuwwisseling algemeen tot vrij algemeen voorkwam in de bekkens van de Schelde, de Moezel en de Maas. Ook de Leie wordt herhaaldelijk vermeld. Uit het I.B.W.-rapport 'de visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950' blijkt dat de kwabaal kon worden aangetroffen in een groot aantal waterlopen in Hoog, Midden-, en Laag-België, met een gemiddelde grootte van 35 cm (VRIELYNCK et al., 2002; schriftelijke mededeling CLAUDE BELPAIRE). Het grootst aangetroffen exemplaar in de periode 1840-1950 zou 41 cm groot zijn, wat vergelijkbaar is met de Franse situatie (volgens gegevens van de CSP is de grootste kwabaal tot hiertoe in Frankrijk gevangen 48 cm groot). In het tijdschrift 'Pêche et Pisciculture' komen herhaaldelijk sporadische meldingen voor van kwabaal, zo zijn er meldingen op de Demer, de Maas, Dender, Grote Nete, Leie, het Kanaal Gent-Terneuzen, de Aabeek (Maaseik) en tal van kleinere beken in de Kempen, hoewel het in deze laatste niet helemaal zeker is dat de kwabaal daar voorkwam (VRIELYNCK et al., 2002). GAETHOFS & DE VOCHT (2004) melden de historische aanwezigheid van kwabaal in de vallei van de Demer, in de Grensmaas en enkele van haar zijbeken waaronder de Aabeek en de Witbeek, de Lossing en de Bosbeek en Zanderbeek. In de periode 1942-1943 werden er geen kwabalen aangetroffen op de Beneden-Schelde, maar in 1957 beschrijft TIMMERMANS de kwabaal als een vrij zeldzame soort in de Herk. In de jaren '70 werden er enkel nog sporadische meldingen gemaakt van kwabaalwaarnemingen op de Maas (PHILLIPART & VRANKEN, 1983). Hoewel de kwabaal vroeger dus wel degelijk voorkwam in Vlaanderen, wordt hij momenteel als geheel uitgestorven beschouwd (DE NIE, 1996; VANDELANNOOTE et al., 1998). Verder vinden we ook bijzonder weinig meldingen terug van kwabaal in stilstaand water: de meest recente waarneming betreft een uitzetting van kwabaal in de vijvers van La Fraineuse (te Spa) (PHILLIPART & VRANKEN, 1983), de andere waarnemingen dateren van rond de eeuwwisseling en werden door de auteurs weinig gespecificeerd.

**Tabel 3.1:** Vlaamse en Waalse waarnemingen van de kwabaal, in chronologische volgorde. [1]: DE SELYS-LONGCHAMPS, 1842; [2]: GENS, 1885; [3]: MAES, 1910; [4]: RENTIERS & VAN AELBROECK, 1913; [5]: POLL, 1945; [6] TIMMERMANS 1957; [7] PHILIPPART & VRANKEN, 1983; [8] PHILIPPART, 1986, [9] VRIELYNCK et al., 2002 ; [10] MAES, L., 1898 ; [11] RAVERET-WATTEL, 1900 ; [12] ROUSSEAU, E. & V. WILLEM, 1913 ; GILSON, G., 1921.

Jaartal	Bekken/rivier	Opmerkingen	Ref.
1842	Bekkens van de Maas, de Schelde, de Moezel / rivier de Ourthe	De auteur bestempelt de soort als ‘algemeen’ voorkomend in deze bekkens.	[1]
1867	Algemeen in gans België	De auteur stelt dat er ondanks de aanwezigheid van kwabaal, weinig interesse is in de soort	[9]
1885	Bekkens van de Maas en van de Schelde	Volgens de auteur zou de soort in deze bekkens vrij algemeen hebben voorgekomen.	[2]
1894	Snelstromende waters, ook in diepe vijvers	Geen specificatie welke waterlopen of vijvers deze meldingen betreffen.	[9]
1897	Voorname in de Herk, ook in kleinere afvoerwaters van de Demervallei	Auteur merkt op dat de kwabaal soms ook in vijvers voorkomt.	[9]
1898	De Maas, Schelde, Leie, en verschillende kleine waterlopen	Deze waarnemingen worden bevestigd door Raveret-Wattel	[10]
1900	Schelde, Maas, Leie	De auteur beschrijft dat de lever als delicatessen wordt beschouwd, en om deze reden op kwabaal wordt gevist	[11]
1910	Bekkens van de Maas, de Ourthe, de Schelde / rivier de Lys	Maakt melding van kwabaal in ALLE rivieren behorende tot vernoemde bekkens.	[3]
1913	de Schelde te Dendermonde	Waarschijnlijk betreft het een tamelijk grote populatie aangezien de auteurs aanraden om hier op kwabaal te komen hengelen.	[4]
1913	Scheldebekken	De auteur merkt op dat deze vissoort bij de hengelaar minder bekend is, omdat hij vooral s’ nachts actief is. De vangst is zeer zeldzaam.	[12]
1915	Scheldebekken	Tamelijk algemeen in het Scheldebekken	[9]
1921	Haven van Oostende	Waarschijnlijk afkomstig van het kanaal Gent-Oostende	[13]
1945	Beneden-Schelde	De auteur meldt dat er in de periode 1942-1943 werd bevestigd en GEEN ENKELE kwabaal werd waargenomen op de Beneden-Schelde.	[5]
1957	Rivier de Herk (Demerbekken)	De auteur bestempelt de kwabaal als ‘vrij zeldzaam’ op de Herk, ter hoogte van Herk-De-Stad	[6]
1983	de Maas (rivier)	Slechts enkele sporadische waarnemingen, auteurs bestempelen de kwabaal als ‘virtueel uitgestorven’	[7]
1986	de Maas (rivier)	Slechts 4 exemplaren waargenomen in de periode ‘83-’86, bovenstrooms Jambes	[8]

## 4. Literatuurstudie

### 4.1. *Populatiodynamica*

#### *Reproductie en mortaliteit*

In Finland paait de kwabaal, zowel in stromend als in stilstaand water, van februari tot maart, PULLIAINEN & KORHONEN (1993). BERGERSEN et al. (1993) spreken van een paaiperiode van december tot maart, eveneens zowel in stromend als in stilstaand water (Noord-Amerika). Volgens andere auteurs loopt het paaiseizoen in Noord-Amerika van einde januari tot begin maart (BONAR et al., 2000; HEWSON, 1955), hoewel er ook auteurs zijn die menen dat het paaiseizoen veel langer duurt, van november tot maart (BREDER & ROSEN, 1966). In Zweden duurt het paaiseizoen van einde januari tot begin maart (FABRICIUS, 1954; HEDIN 1983). Hoewel de begin- en einddatum van de paaiperiode (afhankelijk van de breedtelegging en het klimaat op het betreffende moment) dus kunnen variëren, kunnen we stellen dat de reproductie van de kwabaal plaatsvindt in de winter. De voortplanting zou slechts over een korte periode (2-3 weken) verspreid worden, en zeer synchroon verlopen (alle paarijpe dieren planten zich gelijktijdig voort) (MCPhAIL & PARAGAMIAN, 2001). Verschillende auteurs vermelden dat de soort zich bij zeer lage temperaturen voortplant, zowel in lentische (BAILEY, 1972; BONAR et al., 2000; LAHNSTEINER et al., 1997) als in lotische systemen. Hierbij worden temperaturen vernoemd tussen 0.4-4° C (DE NIE, 1996), 0.6-1.7° C (PHILIPPART & VRANKEN, 1983) en 0-5° C (LAHNSTEINER et al., 1997).

Een gedeelte van de adulte kwabalen blijkt in sommige jaren niet tot reproductie te komen; zo blijkt uit Noord-Amerikaans onderzoek dat 10-15% van de adulte kwabalen niet paaien (BAILEY, 1972). In een Finse studie werden zelfs populaties waargenomen waar respectievelijk 38, 93-100 en 93 % van de adulte kwabalen niet tot paarijpheden kwamen (PULLIAINEN et al., 1992). CHEN (1969) suggereerde de hypothese dat occasionele steriliteit een natuurlijk fenomeen is bij de kwabaal, doordat deze soort 'rustjaren' zou inlassen om zijn vetreserves, die hij tijdens het paaien heeft moeten aanspreken, terug aan te vullen. Een andere hypothese is dat de kwabaal onder invloed van ziekten en/of chemicaliën steriel wordt (PULLIAINEN et al., 1992). In later onderzoek werd waargenomen dat het percentage niet-maturerende kwabalen in de Finse populaties nagenoeg niet afnam gedurende zes opeenvolgende jaren (PULLIAINEN & KORHONEN, 1993; 1994), hetgeen door de 'rustjaren-hypothese' alleen niet kon verklaard worden. PULLIAINEN & KORHONEN (1993) stellen dat, ondanks het feit dat er geen duidelijk verband kon worden aangetoond tussen deze steriliteit en concentraties van pollutanten, dit fenomeen eerder dient te worden beschouwd als een storing in de reproductie, dan als een adaptieve strategie.

Het aantal eitjes dat kwabaalwijfjes kunnen produceren, is zeer hoog. BAILEY (1972) vermeldt dat kwabaalwijfjes 100.000 tot 220.000 eitjes per kg lichaamsgewicht kunnen aanmaken, het maximum aantal eitjes dat hij in 1 individu aantrof bedroeg ongeveer 1.500.000. Ook PHILIPPART & VRANKEN (1983) vermelden hoge aantallen eitjes per individu: 45.000 tot 1.500.000 eitjes/individu. CARL (1992) heeft het over een gemiddelde van 226.000 eitjes per vrouwtje, en KOUŘIL et al. (1985) tenslotte hebben het over een gemiddelde van maar liefst 375.610 eitjes/kg lichaamsgewicht. Ondanks dit hoge aantal eitjes dat kan worden afgelegd,

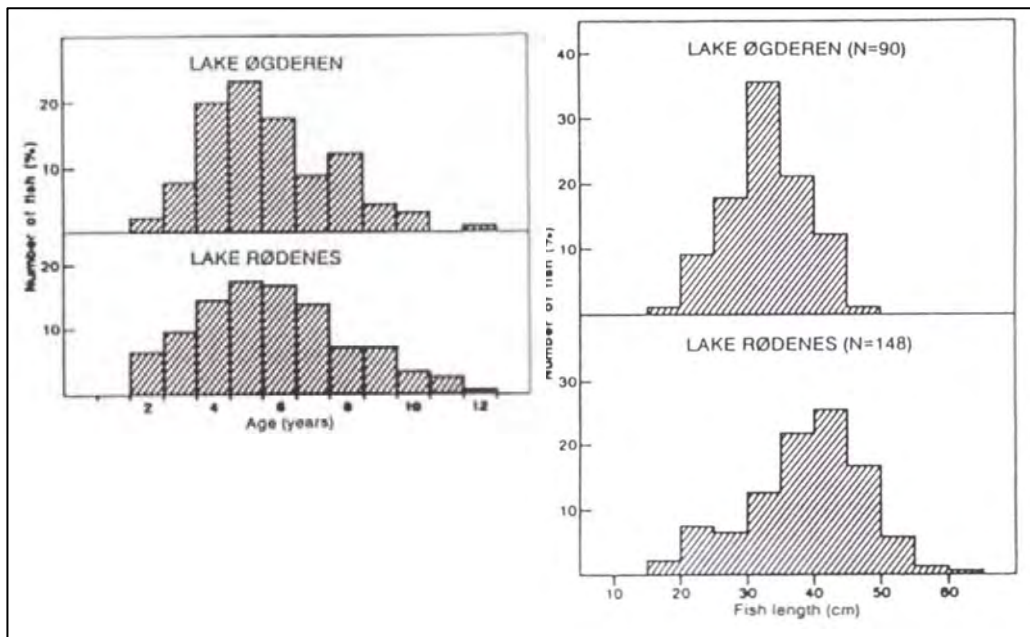
zijn er relatief weinig die leiden tot juveniele vissen: de overlevingskans tussen het eistadium en het stadium waarin de larven een benthische levenswijze aannemen, zou ongeveer 1% bedragen (CARL, 1992). GHAN & SPRULES (1991) namen waar dat de densiteit aan larven in een meer tot 15 individuen/m<sup>2</sup> bedroeg, om binnen een maand te dalen naar minder dan 1 individu/m<sup>2</sup>. Deze lage overlevingskans is te wijten aan predatie door andere vissen en juveniele kwabalen, en andere oorzaken (o.a. onbevuchte eieren, ziektes, enz...) (HARSÁNYI & ASCHENBRENNER, 1992).

De incubatieperiode van de eitjes is afhankelijk van de watertemperatuur en varieert tussen de 90 en 190 daggraden (daggraden = de som van de temperaturen van alle opeenvolgende dagen). STÍPEK (1992) onderzocht de invloed van temperatuur op de ontwikkeling van kwabaaleitjes, door ze bij verschillende temperaturen te laten incuberen (2.5, 3.7, 6.5 en 8.5° C) en kwam tot de conclusie dat gedurende de eerste tien dagen van de incubatieperiode de temperaturen hoger dan 3.7° C lethaal waren voor de eitjes. Verder bleek bij de laagste temperatuur (2.5° C) de laagste mortaliteit (11%), het hoogste percentage aan normaal ontwikkelde embryo's (88.6%) en de kortste incubatieperiode (82.5 daggraden) voor te komen.

### ***Populatieopbouw***

De kwabaal kan hoge densiteiten bereiken, zo beschrijven EDSALL et al. (1993) dat de kwabaal in Lake Michigan densiteiten van 0-571 individuen/ha bereiken, met een gemiddelde van 139 individuen/ha. Meestal komen ze echter in veel lagere densiteiten voor: er werden bvb. waarden gerapporteerd van 0.1-27.6 individuen/ha voor Alaska (PARKER et al., 1989), 59-95 ind./ha voor het Michiganmeer (EDSALL et al., 1993), 1-3 ind./ha voor het Opeongomeer, Ontario (EDSALL et al., 1993), en 0.5-2 ind./ha in Finse meren en rivieren (PÄÄKKÖNEN, pers. mededeling). HOFMANN & FISCHER (2001) vonden in het Konstanz meer densiteiten terug van  $2.50 \pm 2.04$  ind./100 m<sup>2</sup> in mei en van  $1.40 \pm 1.38$  ind./100 m<sup>2</sup> in juni.

In het Shebandowanmeer (Ontario), een oligotroof meer, werd een populatiestructuur aangetroffen met een grote proportie aan jonge (0+) kwabalen, terwijl de andere leeftijden veel lager vertegenwoordigd zijn (RYDER & PESENDORFER, 1992). Dit wijst volgens de auteurs op een hoge recrutering, maar mogelijk ook op een hoge mortaliteit. In het Øgdereenmeer en het Rødenesmeer, twee eutrofe meren, werd een populatiestructuur aangetroffen met juist weinig jonge dieren en veel oudere dieren (de leeftijdsklassen 4+ t.e.m. 6+ zijn hierin het sterkst vertegenwoordigd, fig. 4.1) (VØLLESTAD, 1992). Hiervoor zijn weliswaar verschillende verklaringen mogelijk (verschil in lengte- en breedtegraad, klimaat, structuur en visgemeenschap van het meer, verschil in eutrofie,...), maar het wijst er wel op dat de opbouw van kwabaalpopulaties sterk kan variëren. Dit zou mogelijk ook te maken kunnen hebben met het fenomeen van de occasionele steriliteit (zie boven); als een groot gedeelte van de geslachtstrijpe dieren uit een populatie gedurende 2-3 opeenvolgende jaren niet deelneemt aan de reproductiecyclus, kan het immers gebeuren dat er jaarklassen ontbreken of ondervertegenwoordigd zijn in de populatiestructuur.



**Fig. 4.1:** De populatieopbouw van 2 kwabaalpopulaties uit geëutrofeerde meren. Links wordt de opbouw in leeftijdsklassen weergegeven, rechts de lengtefrequentie-distributie. Uit: VØLLESTAD, 1992.

De in het habitatonderzoek aangetroffen densiteiten en lengte-frequentiedistributies worden in hoofdstuk 5 besproken.

### **Groeisnelheid en conditie**

De groeisnelheid van de kwabaal varieert van land tot land. In Slovaĳie bereikt de kwabaal op een leeftijd van 13 maanden een lengte van 25 cm, en een gewicht van 100-110 g (STÍPEK, 1992), terwijl hij in Alaska na 1 jaar een lengte van slechts 10-13 cm bereikt (CHEN, 1969). In het Shebandowanmeer, Ontario, groeien kwabaallarven gedurende de eerste vijf maanden gemiddeld 16 mm per maand (BONAR et al., 2000). Op onze breedtegraad (51° NB) bereikt de kwabaal na één jaar een lengte van 15 tot 20 cm (DOOREMONT, 2001). De groei blijkt sterk te verschillen naargelang het seizoen: RYDER & PESENDORFER (1992) hebben waargenomen dat kwabaallarven het snelst groeien in mei-juni, waarna de groeisnelheid sterk afneemt gedurende juli-augustus, en vanaf november zelfs verwaarloosbaar klein wordt t.o.v. de voorgaande maanden. Hun verklaring hiervoor was dat de larven tijdens de overgang van mei naar juni overschakelen van een planktonisch dieet naar een benthisch dieet, waardoor ze veel sneller kunnen groeien. De hieropvolgende maanden nemen de prooidensiteiten echter af en zullen de larven minder snel groeien.

FISHER et al. (1996) vinden tussen gewicht ( $G$ ) en totale lengte ( $L$ ; vorklengte = totale lengte bij de kwabaal) de volgende relatie:  $\log_{10}(G_v) = -4.868 + 2.898 \cdot \log_{10}(L)$ , deze kan worden herschreven als:  $G_v = 0.000014 \cdot L^{2.898}$ . Deze relatie werd gebruikt om de conditiefactor te berekenen van verschillende Noord-Amerikaanse populaties, met volgende formule:

$$G_r = \frac{G_w}{G_v}$$

waarin  $G_r$  het relatief gewicht is van een individu,  $G_w$  het werkelijk gemeten gewicht, en  $G_v$  het verwachte gewicht is op basis van de gevonden lengte-gewicht relatie. Hieruit bleek dat de condities van populaties uit grote en kleine meren onderling niet verschillend waren. De condities van populaties uit rivieren en uit waterreservoirs waren wel kleiner dan die van de populaties uit meren, wat er op wijst dat de lengte-gewicht relatie voor kwabaal uit stromend water verschilt van de lengte-gewicht relatie voor kwabaal uit stilstaand water. Kwabalen uit stilstaand water zouden dus, bij eenzelfde lichaamslengte, meer wegen dan kwabalen uit stromend water.

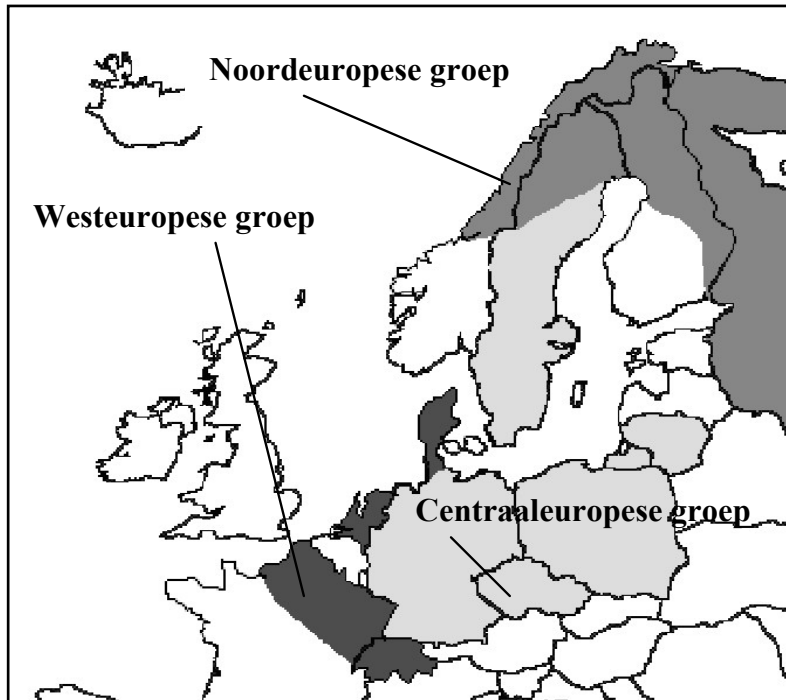
Ook voor de gegevens uit deze studie werden conditiefactoren berekend; de bespreking hiervan wordt gegeven in hoofdstuk 5.

In een Finse studie werden er gedurende een volledige jaarcyclus op regelmatige tijdstippen verschillende conditiefactoren gemeten (PULLIAINEN & KORHONEN, 1990). De somatische conditie index werd bepaald door de lengte en het gewicht van de vis te meten nadat de ingewanden verwijderd werden, de lever index werd gemeten door het gewicht van de lever te delen door het totaalgewicht, en de gonadale index tenslotte werd gemeten door het gewicht van de gonaden te delen door het totaalgewicht. Hieruit konden de auteurs besluiten dat er voor al deze conditiefactoren grote seizoenale verschillen bestonden. De somatische index bleek een onregelmatig verloop te vertonen, en toonde verschillen tussen niet-rijpe kwabalen, rijpe mannetjes en rijpe wijfjes. De niet-rijpe kwabalen hadden de grootste index in mei en oktober, en de verschillen tussen de beide geslachten waren enkel significant in april en van juni tot juli. De lever index toonde aan dat de kwabaal van alle zoetwatervissen veruit de grootste lever had. De gonadale index was het grootst in de reproductieperiode: van eind december tot eind februari. Een belangrijk resultaat van deze studie was dat de somatische index niet daalde op de momenten dat de gonadale index steeg, m.a.w. de rijping van de gonaden gaat niet ten koste van de energiereserves in het lichaam. Vermoedelijk neemt de kwabaal tijdens en vlak voor de voortplantingsperiode zodanig veel voedsel op dat zowel de rijping van gonaden als groei tegelijkertijd kunnen doorgaan. Eenzelfde strategie werd eerder waargenomen bij de wijting, een andere kabeljauwachtige.

### ***Populatiegenetica***

In figuur 1.1c (blz. 1) wordt de onderverdeling in subspecies weergegeven volgens PIVNICA (1970), deze onderverdeling wordt ondersteund door de resultaten van het populatiegenetisch TWOL-AMINAL onderzoeksproject (AMINAL/BG/V 97.2), uitgevoerd door het laboratorium voor ecologie en aquacultuur van de K.U.L. In een Europese context kon men drie gebieden onderscheiden (figuur 4.2): een West-Europese, een Centraal-Europese en een Noord-Europese groep (MAES et al., 2000). MAES et al. (2000) geven de aanbeveling om deze drie regio's afzonderlijk te beheren, en translocaties van dieren tussen deze gebieden te vermijden. Binnen de West-Europese groep werd en wordt nog steeds verder onderzocht welke populaties het nauwst verwant zijn met de oorspronkelijke Belgische populaties.

Hiervoor werden stalen uit Frankrijk, met name uit het bekken van de Moezel en het bekken van de Seine, en stalen uit de Nederlandse Maas, geanalyseerd. De reeds onderzochte stalen behoren waarschijnlijk tot dezelfde genetische lijn als de oorspronkelijke Belgische populatie. Tussen de verschillende onderzochte bekkens onderling werden weinig verschillen aangetroffen. Tot hiertoe blijken de populaties uit Noord-Frankrijk op genetisch vlak dus de meest geschikte keuze om Vlaamse populaties te herstellen (J. VAN HOUDT, persoonlijke mededeling).



**Fig. 4.2:** De drie Europese subgroepen van kwabaal, op basis van mitochondriale d-loop merker (naar: MAES et al., 2000); de inkleuring is benaderend; kwabaal uit de Moezel (zowel Frankrijk als Duitsland) behoort tot de Westeuropese groep. De Rijn is vermoedelijk een contactzone voor de West- en Centraaleuropese groep, dit kon echter niet worden geverifieerd door de auteurs wegens gebrek aan stalen.

Bij deze analyses werd geen onderscheid gemaakt tussen populaties uit stilstaande en populaties uit stromende waters; dit onderscheid is waarschijnlijk pas recent (na de laatste ijstijd) geëvolueerd. Om dit onderscheid te maken zouden de populaties op een fijnere schaal moeten worden bestudeerd (J. VAN HOUDT, persoonlijke mededeling).

#### **4.2. Habitatecologie (habitatvereisten in verschillende stadia van de levenscyclus)**

De kwabaal komt zowel in lentische als in lotische ecosystemen voor (BONAR et al., 2000; PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI, 2000). Volgens CHEN (1969) prefereert de kwabaal een zandige bodem, en diep water; dit vooral in meren. FABRICIUS (1954) onderzocht het paaigedrag van de kwabaal in aquaria, en stelde vast dat de eitjes steeds werden afgezet op een zandige bodem, hierbij vermeldt hij dat alle gekende kwabaalpaaiplaatsen in Zweedse meren ofwel uit zand ofwel uit harde, gladde kleibodems bestaan. Verder bleek volgens FABRICIUS (1954) dat adulte kwabalen buiten het paaiseizoen graag gebruik maken van schuilplaatsen zoals holtes tussen en onder grote stenen. EDSALL et al. (1993) onderzochten het microhabitatgebruik van rustende juveniele en adulte kwabalen met behulp van een telegeleid onderwatervoertuigje

met een camera. Zowel adulte als juveniele kwabalen bleken in rust vooral op harde, stenige structuren te worden teruggevonden. Hierbij kwamen de kwabalen zowel tussen ruwe steenbrokken en –gruis, als tussen grote keien, rotsblokken en kasseien voor. Verder bleek uit deze studie ook dat de kwabaal niet zo lichtschuw is als algemeen werd aangenomen: hij kwam evengoed voor op plaatsen waar zonlicht tot op de bodem reikte. Nochtans blijkt de kwabaal het grootste gedeelte van het jaar enkel s' nachts actief te zijn, behalve in de maanden november tot januari, waarin hij zowel s' nachts als overdag actief is (SOLEM, 1973). FISCHER (2000) testte in een aantal experimenten uit welk substraattypes door juveniele kwabalen worden geprefereerd. De juveniele kwabalen hadden een duidelijke voorkeur voor grote stenen (keien en kasseien), bovendien was daarvoor reeds aangetoond dat er een positief verband bestond tussen de gemiddelde densiteit en biomassa aan juveniele kwabaal en de gemiddelde grootte van stenen als substraat (RYDER & PESENDORFER, 1992; FISCHER & ECKMANN, 1997). In een alternatief habitat met kiezel- of grindsubstraat, namen zowel het foerageersucces als de groeisnelheid van de juveniele kwabalen significant af.

Kwabaallarven leiden een pelagisch leven, bij bemonsteringen met netten op verschillende dieptes (0, 5 en 10 m) bleek dat de distributie van de larven grotendeels werd bepaald door de verdeling van het aanwezige zoöplankton, maar ook door het temperatuurprofiel van het meer (WANG & APPENZELLER, 1998). Blijkbaar hebben de larven geen duidelijke voorkeur voor een bepaald substraat, vermoedelijk door hun pelagische levenswijze.

Er konden geen literatuurmeldingen over het belang van water- of oeverplanten voor de kwabaal, noch als mogelijk paaigebied, noch als mogelijke schuil- of foerageerplaats worden teruggevonden. Mogelijk zouden water- en oeverplanten wel een geschikte schuilplaats en opgroeigebied kunnen vormen voor de larven.

Samenvattend kunnen we stellen dat adulte en juveniele kwabalen in meren een stenige bodem, liefst met schuilplaatsen gevormd door keien, stenen, rotsblokken en dergelijke prefereren als microhabitat, en dat de eiafzetting bij voorkeur gebeurt op een zandige of kleiige bodem. Het is (nog) niet geweten of de larven een bepaalde substraatvoorkeur hebben. Ook is er weinig geweten over het belang van macrofyten in de levenscyclus van de kwabaal. Over de substraatvoorkeur in stromend water bestaat weinig literatuur; in hoofdstuk 5 wordt de substraatvoorkeur gevonden in het habitatonderzoek besproken.

DEGERMAN & SERS (1994) onderzochten voor verschillende vissoorten of er een verband bestond tussen de aanwezigheid van meren, verbonden aan de rivier, en de populatiegrootte. Meren, verbonden aan de rivier, bleken een positieve invloed te hebben op de populatiegrootte, en de grootste densiteit aan kwabalen in de rivier zelf werd op minder dan 500 m (zowel stroomop- als stroomafwaarts van het meer) aangetroffen. DEGERMAN & SERS (1994) geven 5 mogelijke verklaringen waarom dergelijke meren zo belangrijk zouden zijn voor de kwabaal:

- 1) deze meren fungeren als warmteregelaar
- 2) deze meren fungeren als een moderator voor de waterkwaliteit en/of voor waterdebieten
- 3) zulke meren vormen een bron van voedsel (fyto- en zoöplankton)
- 4) deze meren vormen een sink voor fijne partikeltjes en detritus, en
- 5) deze meren kunnen worden gebruikt als een brongebied van waaruit kolonisatie van de rivier mogelijk is, of als refugium bij ongunstige omstandigheden in de rivier



Vermits kwabaallarven zich aanvankelijk voeden met fytoplankton, gevolgd door zoöplankton, is het inderdaad mogelijk dat één van de belangrijkste functies van meren (en ook ondiepe overstromingsgebieden) bestaat uit het verschaffen van voedsel aan de larven. Verder lijkt ook de hypothese dat meren en ondiepe overstromingsgebieden een geschikt thermisch habitat bieden voor de reproductie van de kwabaal niet onwaarschijnlijk, vermits de adulte kwabalen zich enkel bij lage temperaturen reproduceren.

### **4.3. Waterkwaliteitsvereisten**

Veruit de overgrote meerderheid van de literatuur aangaande waterkwaliteitsvereisten van de kwabaal handelt over de zuurtegraad. De pH blijkt een grote invloed uit te oefenen op de reproductie van de kwabaal: bij te lage pH waarden is er een negatief effect op de reproductie waarneembaar, en bij nog lagere pH-waarden treedt er mortaliteit op. HAKKARI (1992) meldt dat de kwabaalpopulaties in de Mänttä rivier grotendeels waren verdwenen tijdens de jaren '70, toen effluënten van de papierindustrie nog in de rivier werden geloosd en er continu een pH lager dan 6.0 werd gemeten. Nadat deze lozingen werden stopgezet ('80-'90), steeg de pH naar waarden tussen de 6.2-6.9, en was er een herstel merkbaar van de kwabaalpopulaties. HERRMANN et al. (1993) merken op dat de kwabaal uit Zweedse waterlopen verdwijnt zodra de pH een waarde bereikt tussen 5-6. KJELLMAN et al. (1994) stellen dat een pH-waarde van 5.5 een kritische waarde is voor de reproductie, en dat er bij een pH van 5.0 geen reproductie meer mogelijk is. In een verzuurd estuarium van de golf van Bothnia, Finland, waar soms (tijdelijke) pH-waarden van 4 tot 5.5 worden waargenomen, is de densiteit van de kwabaalpopulatie sterk afgenomen, en worden er bovendien reproductiestoornissen en –falingen bij de kwabaal waargenomen, en is zelfs de groeisnelheid van de kwabaal beïnvloed (LEHTONEN et al., 1993; KJELLMAN & HUDD, 1996). Volgens MAURIZI & PAILLON (1992) wordt de reproductie van de kwabaal verstoord bij pH-waarden tussen 5.5-6. Samenvattend kunnen we dus stellen dat de reproductie van de kwabaal in meer of mindere mate verstoord wordt bij pH waarden lager dan 6, en dat de effecten van een lagere pH afhankelijk zijn van de duur van de blootstelling hieraan.

RANTA & LINDSTRÖM (1990) bespreken enkele waterkwaliteitsvereisten van de kwabaal, de kwabaal zou een voorkeur hebben voor water met een lage alkaliniteit, een ietwat lage pH, en een lage K-, Ca-, en Mg-concentratie. Verder kan hij relatief hoge concentraties aan stikstof, fosfor en Na tolereren, en kan hij lichte zuurstofdepleties aan (relatief hoge chemische en biologische zuurstofvraag). De auteurs geven hierbij evenwel geen getallen; deze werden aan de auteurs gevraagd maar waren niet meer beschikbaar.

Het aanbod aan literatuur waarin de minimale waterkwaliteitsvereisten van de kwabaal in riviersystemen vergelijkbaar met de Vlaamse situatie aan bod komen is dus zeer beperkt; daarom werd de literatuurstudie uitgebreid met een beknopt onderzoek over de waterkwaliteit in de Franse rivieren waar nog kwabaal voorkomt. Hiervoor werd gebruik gemaakt van waterkwaliteitsgegevens afkomstig van de databank van "L'agence de l'eau", en vangstgegevens afkomstig van de databank van de CSP. Uit deze laatste databank konden de gevangen aantallen kwabalen per 100 m, volgens de Catch Per Unit Effort (CPUE) methode worden gevonden. In totaal werden er voor 16 locaties, afkomstig uit drie stroombekkens –

het stroombekken van de Maas, de Rijn, en van de Seine (verdeeld over 13 verschillende waterlopen) – zowel waterkwaliteits- als vangstgegevens gevonden. De waterkwaliteitsgegevens werden door “L’agence de l’eau” 12 maal per jaar (1x per maand) gemeten, de variabelen opgenomen in deze studie zijn: zuurtegraad (**pH**), opgeloste zuurstof (**O<sub>2</sub>**), biochemische zuurstofvraag (**BOD<sub>5</sub>**), chemische zuurstofvraag (**COD**), ammoniakale stikstof (**NH<sub>4</sub>-N**), nitriet (**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>**), nitraat (**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>**), fosfor totaal gehalte (**P<sub>tot</sub>**), fosfaat (**PO<sub>4</sub><sup>-</sup>**), procentuele zuurstofverzadiging (**% O<sub>2</sub>**) en totaal stikstofgehalte (**N<sub>tot</sub>**). Dit onderzoek kan in twee luiken worden onderscheiden: in het eerste luik werd gezocht naar de eventuele relatie tussen de maximale waarde van de chemische index (CI) en het aantal kwabalen dat bij deze CI voorkomt; in het tweede luik werd onderzocht wat de minimum kwaliteitsvereisten zijn op plaatsen waar de kwabaal voorkomt.

### 1) Chemische index (CI)

De chemische index (CI) combineert drie variabelen die invloed hebben op de zuurstofhuishouding van een waterloop. Voor deze variabelen, zijnde de procentuele verzadiging aan opgeloste zuurstof, het biochemisch zuurstofverbruik (BOD) en het gehalte aan ammoniakale stikstof, wordt een indeling in kwaliteitsklassen toegepast (tabel 4.1). Voor elke locatie wordt dan per variabele een waardepunt toegekend; de som van de waardepunten van de drie variabelen is dan de CI voor die locatie. Hoe lager de CI, hoe gunstiger de zuurstofhuishouding; hoe hoger de CI, hoe ongunstiger de zuurstofhuishouding wordt. De minimumwaarde voor de CI is dan 3, de maximumwaarde is 15.

**Tabel 4.1:** Toekenning van waardepunten voor elk van de drie variabelen gebruikt om de chemische index te bepalen.

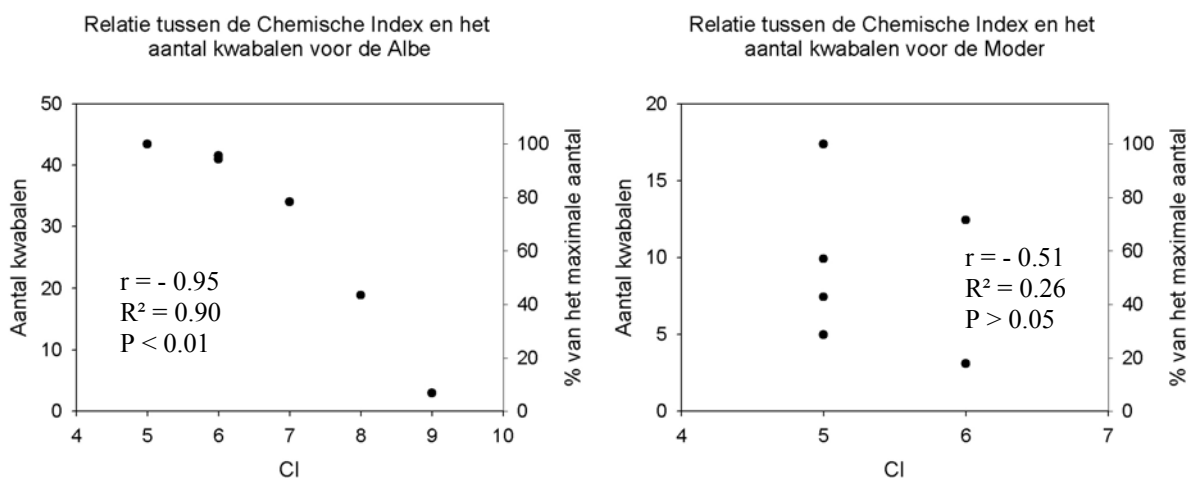
Waardepunten	Verzadiging % O <sub>2</sub>	BOD <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /L	NH <sub>4</sub> -N mg/l
1	91 - 110	≤ 3	< 0.5
2	71 - 90	3.1 - 6	0.5 - 1
	111 - 120		
3	51 - 70	6.1 - 9	1.1 - 2
	121 - 130		
4	31-50	9.1 - 15	2.1 - 5
5	≤ 30	> 15	> 5
	≥ 130		

Voor zover mogelijk werden voor alle locaties de CI-waarden berekend; per locatie beschikten we over 12 maandelijkse waarnemingen per jaar. Voor sommige locaties beschikten we over gegevens over meerdere jaren, voor andere locaties hadden we slechts gegevens over één jaar (tabel 4.2). Voor sommige locaties konden geen CI-waarden berekend worden wegens het ontbreken van gegevens over één of meer van de benodigde variabelen.

**Tabel 4.2:** De minimale, gemiddelde en maximale CI per locatie, en het gemiddelde aantal kwabalen (vis) dat per locatie werd aangetroffen over het aantal jaren (n) waarvoor de CI kon berekend worden. Locatie nummers: 1 = Bar, Sauvville; 2 = Bar, Brieuilles; 3 = Maas, Sassey; 4 = Moselle, Koenigsmacker; 5 = Chiers, Tetaigne; 6 = Maas, Domremy; 7 = Eichel, Herbitzheim; 8 = Albe, Insming; 9 = Moder, Drusenheim; 10 = Rijn, Rhinau; 11 = Rijn, Gambshain; 12 = Oude Rijn, Kembs; 13 = Ill, Muttersholtz; 14 = Meurthe, Tomblaine; 15 = Orne, Gussainville; 16 = Loison, Juvigny. --: geen meting. Locatie nummer 1 is de locatie uit het studiegebied voor het habitatonderzoek. --: de CI kon niet berekend worden wegens ontbreken van gegevens. Schaal van de CI gaat van 3 (zeer goed) tot 15 (zeer slecht).

Locatie nr.	n	Minimum CI	Gemiddelde CI	Maximum CI	vis
1	3	4	4.2	6	10.9
2	2	3	4.1	6	5.9
3	1	3	3.9	5	6.8
4	1	3	3.4	4	6.0
5	1	4	4	4	1.3
6	--	--	--	--	4.5
7	--	--	--	--	1.5
8	6	3	5.1	9	30.6
9	6	3	4.1	6	9.5
10	2	4	4.5	5	18.8
11	2	4	4.5	5	12.6
12	1	3	3.7	8	18.0
13	--	--	--	--	5.1
14	1	3	3.4	4	13.3
15	4	3	5.0	10	1.5
16	--	--	--	--	2.7

Uit deze tabel blijkt dat de meeste locaties een vrij goede CI kunnen halen, de hoogste minimum-waarde die werd gevonden was 4; de grootste maximumwaarde was 10, de tweede hoogste bedroeg 8 en de andere maximumwaarden bedroegen 6 of lager. Ook de gemiddelde waarden waren tamelijk laag, gaande van 3,4 tot 5,1. Opmerkelijk is dat het hoogste aantal kwabalen wordt aangetroffen bij een relatief hogere CI (gemiddelde CI van 5,1 en maximum CI bedroeg 9). In figuur 4.3 wordt de correlatie tussen de maximale CI-waarde in een bepaald jaar en het aantal vissen per 100 m dat in datzelfde jaar werd gevangen voor twee locaties waarvoor meerdere jaargegevens beschikbaar waren weergegeven.

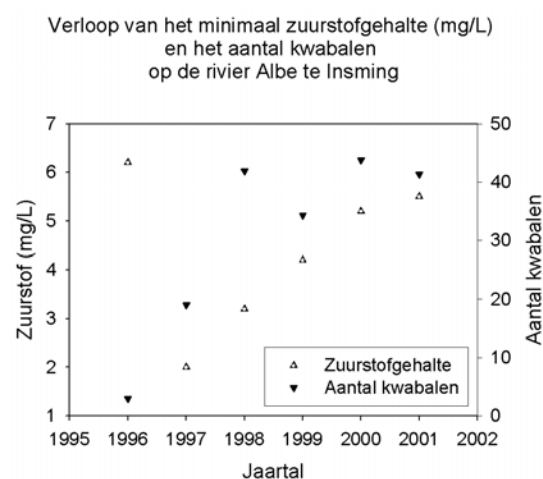


**Fig. 4.3:** Het aantal kwabalen in een bepaald jaar uitgezet tegen de maximale chemische index in datzelfde jaar voor twee locaties, de Albe en de Moder.

Terwijl voor de Albe een duidelijk negatief verband werd waargenomen, was dit niet het geval voor de andere locaties waarvoor gegevens over meerdere jaren beschikbaar waren (fig. 4.3; de Moder is tevens representatief voor de andere locaties). Dit is te verklaren doordat voor deze locaties een slechts beperkte range aan maximale CI-waarden werd teruggevonden. Uit de figuur voor de Albe kunnen we voorzichtig besluiten dat van zodra de CI een waarde groter dan 7 bereikt, de kwabaalpopulatie beïnvloed zal worden.

## 2. Minimum kwaliteitsvereisten

In tabel 4.3 worden per locatie de minimale, gemiddelde en de maximale waarden weergegeven waarbij nog kwabaal werd aangetroffen voor de zuurtegraad, de hoeveelheid opgeloste zuurstof en de procentuele zuurstofverzadiging, voor de andere variabelen werden enkel de gemiddelde en maximale waarden gegeven waarbij nog kwabaal voorkomt. Bij deze tabel dient men steeds rekening te houden met het feit dat deze waarden gebaseerd zijn op maandelijkse puntmetingen; het is dus mogelijk dat de werkelijke minima en maxima waarbij nog kwabaal voorkomt lager respectievelijk hoger liggen dan de waarden die in de tabel zijn vermeld. Bovendien mag men vanuit deze gegevens geen conclusies trekken over de duur waarop de kwabaal aan een bepaald minimum/maximum werd blootgesteld; het betreft immers punt- en geen continuë metingen. De correlaties tussen het logaritmisch getransformeerd aantal kwabalen enerzijds en de verschillende variabelen anderzijds (gemiddelde waarden) leren ons dat er, binnen de gegeven range van elke variabele, slechts drie variabelen zijn die significant gecorreleerd zijn met het aantal kwabalen:  $\text{NO}_3^-$  ( $r = -0.81$ ;  $p < 0.01$ ),  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $r = -0.83$ ) en  $\text{N}_{\text{tot}}$  ( $r = -0.79$ ;  $p < 0.01$ ). Deze variabelen zijn overigens ook zeer sterk met elkaar gecorreleerd ( $r > 0.90$  en  $p < 0.001$  voor alle intercorrelaties). Voor alle andere variabelen was er geen significante correlatie met het log getransformeerde aantal kwabalen ( $r < 0.50$ ;  $P > 0.05$ ).



**Fig. 4.4:** Verloop van het minimum zuurstofgehalte en het aantal kwabalen per jaar op de Albe (Insming).

### Besluiten:

- vermoedelijk worden kwabaalpopulaties vanaf een CI groter dan 7 negatief beïnvloed
- voor de andere onderzochte waterkwaliteitsvariabelen kunnen we op basis van deze gegevens enkel besluiten dat er lagere kwabaaldensiteiten worden aangetroffen bij verhoogde nitraat- en stikstofgehalten.

**Tabel 4.3:** overzicht van de maximale en gemiddelde waarden per locatie voor de variabelen BOD, COD, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P<sub>tot</sub>, PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, en N<sub>tot</sub> (BOD en COD uitgedrukt in mg O<sub>2</sub>/L, de andere variabelen uitgedrukt in mg/L), en van de minimale, gemiddelde, en maximale waarden voor de pH, de hoeveelheid opgeloste zuurstof (mg/L) en de procentuele zuurstofverzadiging (%). Onderaan de tabel worden de VLAREM II-richtlijnen voor viswater-kwaliteit weergegeven, de vetgedrukte waarden in de tabel zijn de waarden die de resp. norm overschrijden of die onder de minimumgrens (pH, opgeloste zuurstof, zuurstofverzadiging) zitten. Locatie nummers: 1 = Bar, Sauvville; 2 = Bar, Brieulles; 3 = Maas, Sassey; 4 = Moselle, Koeningsmacker; 5 = Chiers, Tetaigne; 6 = Maas, Domremy; 7 = Eichel, Herbitzheim; 8 = Albe, Insming; 9 = Moder, Drusenheim; 10 = Rijn, Rhinau; 11 = Rijn, Gambshain; 12 = Oude Rijn, Kembs; 13 = III, Muttersholtz; 14 = Meurthe, Tomblaine; 15 = Orme, Gussainville; 16 = Loison, Juvigny. --: geen meting. Locatie nummer 1 is de locatie uit het studiegebied voor het habitatonderzoek.

Locatie	vis	pH			O <sub>2</sub> mg/l			O <sub>2</sub> %			BOD			COD			NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>			NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			P <sub>tot</sub>			PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>			N <sub>t</sub>		
		min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max				
1	10.9	7.4	7.9	8.2	7.0	9.9	13.7	63	92.7	145	1.2	6.3	17	41	0.25	0.45	0.07	0.17	12.7	21.4	0.11	0.29	0.12	0.68	4.08	6.05								
2	5.9	7.3	7.9	8.4	5.0	10.1	14.3	48	92.8	147	2.3	6.0	16	50	0.28	0.60	0.06	0.16	12.8	20.9	0.10	0.32	0.10	0.41	4.26	6.57								
3	6.8	7.9	8.2	8.7	8.3	9.9	13.4	76	92.8	104	3.7	9.0	17	27	0.19	0.42	0.02	0.07	7.9	19.7	0.12	0.21	0.13	0.43	3.72	5.24								
4	6.0	7.4	7.7	8.0	6.2	9.4	12.6	60	80.7	100	2.3	5.0	15	35	0.18	0.25	0.07	0.19	11.7	27.1	0.11	0.26	0.22	0.46	3.04	7.12								
5	1.3	7.8	8.0	8.4	8.4	10.1	11.7	82	92.3	104	2.2	4.0	10	16	0.51	0.25	0.21	0.36	19.9	23.8	0.33	1.33	0.27	0.71	5.84	6.82								
6	4.5	7.7	8.0	8.4	7.3	9.8	12.0	73	88.8	118	--	--	20	28	0.14	0.29	0.06	0.10	10.5	15.9	0.33	1.36	0.34	1.14	4.16	5.60								
7	1.5	6.9	7.5	8.1	1.2	6.7	13.1	12	58.7	108	--	--	24	104	0.17	1.83	0.17	1.4	5.9	24.2	0.26	0.84	0.22	1.87	2.19	6.45								
8	30.6	7.1	7.8	8.5	2.0	8.3	18.3	17	73.2	171	3.3	13.0	25	97	0.13	1.66	0.14	0.73	10.1	27.1	0.63	2.72	1.36	8.08	3.57	8.08								
9	9.5	7.2	7.7	8.2	6.9	10.5	13.8	74	94.9	125	3.4	10.0	16	46	0.15	0.43	0.12	0.55	6.5	20.0	--	--	0.37	0.78	2.38	5.66								
10	18.8	7.2	8.0	8.7	7.8	10.6	14.2	85	101.0	136	2.5	5.0	9	24	0.09	0.38	0.13	0.31	6.9	14.0	0.17	1.2	0.14	2.00	2.23	6.25								
11	12.6	7.9	8.0	8.2	7.5	10.6	13.3	81	96.6	111	3.3	5.0	8	18	0.17	0.41	0.20	0.31	8.2	10.0	0.10	0.25	0.15	0.21	2.64	3.52								
12	18.0	7.5	8.2	8.7	8.0	10.9	14.2	86	100.8	144	2.7	5.0	9	26	0.14	0.37	0.12	0.30	3.3	11.0	0.11	0.30	0.11	0.20	2.17	3.22								
13	5.1	7.0	7.7	8.1	7.0	9.7	12.4	77	90.0	108	--	--	9	23	0.15	0.54	0.14	0.24	12.9	17.0	0.18	0.32	0.39	0.68	3.49	4.68								
14	13.3	6.1	7.1	8.1	8.6	10.5	13.6	83	95.6	104	2.0	2.0	12	39	0.09	0.19	0.05	0.23	3.9	5.0	0.13	0.32	0.14	0.46	1.46	2.42								
15	1.5	7.2	7.8	8.6	3.5	8.8	21.0	38	81.6	145	2.9	5.0	19	52	0.30	1.22	0.26	1.28	17.9	72.5	0.37	1.20	0.76	3.43	4.98	17.03								
16	2.7	7.6	8.0	8.3	4.7	10.8	15.2	48	100.0	138	--	--	19	47	0.19	1.28	0.08	3.70	14.6	14.5	0.16	0.76	0.12	0.76	4.84	11.38								

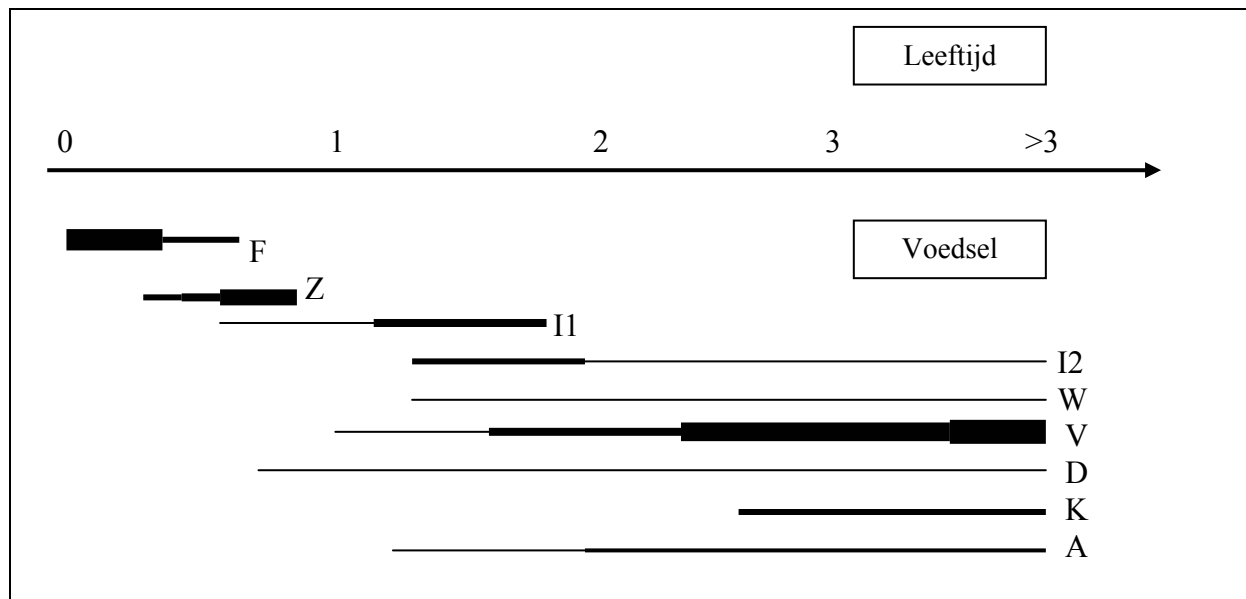
#### 4.4. Dieet in verschillende stadia van de levenscyclus

Kwabaallarven voeden zich in hun eerste levensdagen vooral met fytoplankton (DOOREMONT, 2001). Daarna beginnen ze ook zoöplankton op te nemen, en neemt het aandeel aan fytoplankton geleidelijk af. Het opgenomen zoöplankton bestaat voornamelijk uit larven (nauplii) van roeipootkreeftjes (Copepoda) (BONAR et al., 2000; WANG & APPENZELLER, 1998). De grotere kwabaallarven (vanaf  $\pm 13$  mm) nemen ook volwassen roeipootkreeftjes (STIPEK, 1992; WANG & APPENZELLER, 1998), amphipoden (o.a. *Gammarus sp.*) en Cladocera (o.a. *Daphnia sp.*) op (BONAR et al., 2000; GUTHRUF et al., 1992). Nog grotere larven en juvenielen voeden zich daarnaast ook met insectenlarven (Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera, Plecoptera, Coleoptera, Odonata en andere ordes), Isopoda (*Asellus sp.*), en wormen (Oligochaeten, Nematoden, Turbellaria) (BAILEY, 1972; BEETON, 1956; GUTHRUF et al., 1992; HANSON & QUADRI, 1979). In de magen van een groot aantal larven, juvenielen en adulten werd er tevens detritus aangetroffen (GUTHRUF et al., 1992; BAILEY, 1972; BEETON, 1956).

Adulte kwabalen voeden zich eveneens met insectenlarven, maar hebben daarnaast ook rivierkreeftjes, steurgarnalen, viseitjes, zoetwatermosselen en slakken op het menu staan (BEETON, 1956; GUTHRUF et al., 1992). Het hoofdbestanddeel van het voedsel is echter vis (o.a. baars, beekforel, blankvoorn, brasem, driedoornige stekelbaars, elrits, kwabaal, regenboogforel, rietvoorn, rivierdonderpad, riviergrondel, snoekbaars, tiendoornige stekelbaars en winde werden in magen van adulte vissen aangetroffen) (BONAR et al., 2000; BAILEY, 1972; GERSTMEIER, 1985; GUTHRUF et al., 1992). BAILEY (1972) vermeldt dat de kwabaal reeds in zijn eerste levensjaar begint met vis te eten, en het aandeel aan vis wordt groter naarmate de kwabaal groter wordt. Adulte kwabalen nemen dus hoofdzakelijk vis op, maar blijven daarnaast ook (grotere) insectenlarven, wormen, rivierkreeftjes en weekdieren opnemen. De verhoudingen tussen de verschillende prooisorten in dit menu zijn afhankelijk van het aanbod, de plaats, en het seizoen. Mede dankzij het grote aantal verschillende prooien dat de kwabaal kan opnemen (flexibiliteit in dieet) is het mogelijk geworden dat de kwabaal zulk een groot verspreidingsgebied kent (BAILEY, 1972; GUTHRUF et al., 1992; HANSON & QUADRI, 1979).

Samenvattend kunnen we stellen dat de kwabaal een opportunistische omnivoor is, waarbij vis een belangrijke component van zijn dieet uitmaakt (RYDER & PESENDORFER, 1992).

In figuur 4.5 wordt het relatief belang van de verschillende prooisorten voor de kwabaal weergegeven in functie van de leeftijd. De grootte van de prooi is afhankelijk van de grootte van de mondopening van de kwabaal, dus van de leeftijd en grootte van de vis.



**Fig. 4.5:** Het relatief belang van de verschillende prooisorten in het dieet van de kwabaal. Hierbij wordt het volgende groeipatroon aangenomen: 0+: tot 100 mm; 1+: 100 tot 150 mm; 2+: 150-200 mm; 3+: > 200 mm. F = Fytoplankton, Z = Zoöplankton, I1 = insectenlarven, I2 = grotere insectenlarven en volwassen insecten, W = Wormen, V = vis (individuele prooien en prooisorten worden groter naarmate de kwabaal groter wordt), D = detritus, K = kreeftachtigen (rivierkreeftjes, garnalen), A = andere (Gastropoda, Bivalvia, ...). De dikte van de lijnen stelt het relatief belang voor (— : zeer weinig ; — : weinig; — : matig; — : groot; — : zeer groot)

#### 4.5. Trofische relaties (Predatie en competitie)

In Noord-Amerika blijkt de kwabaal gepredeerd te worden door andere roofvissoorten, met name zalmachtigen (bronforel, meerforel, regenboogforel, chinook zalm,...), Amerikaanse snoekbaars (walleye snoekbaars) en de snoek (FISHER & SWANSON, 1996; KITCHELL et al., 2000; RYDER & PESENDORFER, 1992). Een studie in Duitsland bracht aan het licht dat de kwabaal ook door paling wordt gepredeerd (RADKE & ECKMANN, 1996). Baarslarven zouden mogelijk prederen op larven van de kwabaal (GHAN & SPRULES, 1991). De kwabaal zelf is overigens ook een predator: kannibalisme wordt regelmatig waargenomen (BAILEY, 1972; BONAR et al., 2000). Tot slot wordt ook de zeepriek vermeld als een mogelijke predator van de kwabaal (KITCHELL et al., 2000).

Voor Vlaanderen kunnen dus de snoek, de snoekbaars, de baars, de paling, de regenboog- en beekforel mogelijke predators van kwabaal zijn, gezien deze soorten hier voorkomen en er in de literatuur reeds melding is gemaakt van mogelijke predatie op kwabaal door deze soorten.

In zijn eerste levensjaar zou de kwabaal voornamelijk in competitie kunnen treden met planktonivore en/of insectivore vissoorten (vb. larven van gele baars, juveniele snoekbaarzen, *Coregonus* sp.,...) (BONAR et al., 2000). Oudere kwabalen kunnen mogelijk in competitie treden met andere roofvissoorten (salmoniden, baars, snoekbaars, snoek,...). Verschillende Noord-Amerikaanse auteurs vermelden de mogelijkheid dat er competitie bestaat tussen de kwabaal en verschillende salmoniden (BONAR et al., 2000; CARL, 1992; HIRVONEN et al., 2000; EDSALL et al., 1993), hoewel dit in veel gevallen niet bewezen kon worden. Verreweg de meeste publicaties over mogelijke competitie tussen kwabaal en andere vissoorten zijn overigens gebaseerd op de vraag of de soorten al of niet gebruik maken van dezelfde

voedselbron(nen), zonder evenwel rekening te houden met het aanbod (RYDER & PESENDORFER, 1992).

WANG & APPENZELLER (1998) onderzochten of de kwabaal in competitie kwam met de baars. Hoewel de kwabaal in meren vaak op dezelfde plaatsen voorkomt als de gewone baars, en beide soorten piscivoor zijn (des te meer naarmate ze groter worden) blijkt de competitie tussen deze twee soorten eerder beperkt doordat de twee soorten verschillen in groeisnelheid, diepteverdeling en samenstelling van het dieet. De verschillen in diepteverdeling zouden enerzijds kunnen te wijten zijn aan verschillen in temperatuurpreferentie (zie ook temperatuursecologie), anderzijds zouden deze te wijten kunnen zijn aan pogingen van de kwabaallarven om predatie door baars te ontwijken, of beide.

VAN DENSEN (1994) stelt dat in Europa de snoek, de baars en de snoekbaars de belangrijkste piscivore vissoorten zijn, en dat de kwabaal een minder belangrijke piscivoor is die waarschijnlijk specifieke eisen stelt aan zijn habitat, zodat kwabaal een minieme competitor is. PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI (2000) stellen dat de kwabaal, in vergelijking tot andere roofvissen, een zeer lage spijsverteringssnelheid heeft en dus al zeer grote hoeveelheden voedsel in één keer moet opnemen om een competitor van betekenis te zijn.

#### **4.6. Temperatuursecologie**

Kwabaallarven blijken in staat om temperaturen hoger dan 18° C te overleven, maar bij temperaturen hoger dan 14° C wordt er wel een gewichtsverlies waargenomen (ADAMEK 2000; KUJAWA ET AL. 2000). Volgens ADAMEK (2000) zou dit verklaard kunnen worden doordat de voedselopname bij temperaturen hoger dan 14° C niet voldoende is om de energetische kosten bij deze temperaturen te compenseren. Adulte kwabalen blijken temperaturen aan te kunnen tot minstens 23° C, maar de voedselopname is bij deze temperatuur wel lager dan bij lagere temperaturen (PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI 2000).

In enkele Noord-Amerikaanse studies wordt gesuggereerd dat de kwabaal thermoregulerend gedrag vertoont (EDSALL et al., 1993; FERGUSON, 1958). De kwabaal zou, in diepe meren, zomertemperaturen prefereren tussen 10-12° C en temperaturen hoger dan 13° C vermijden (HACKNEY, 1973, geciteerd door EDSALL et al., 1993). FERGUSON (1958) vond de grootste densiteiten aan kwabaal in Moosehead lake in augustus bij watertemperaturen tussen 10.8-11.4 ° C. Adulte kwabalen zijn vooral actief in de winter, en zouden in de zomer minder voedsel opnemen (CHEN, 1969). Bij te hoge temperaturen zou er zelfs een toestand van lethargie kunnen voorkomen, waarbij geen voedsel meer wordt opgenomen. Volgens PULLIAINEN & KORHONEN (1990) neemt de kwabaal in de winterperiode extra voedsel op, waardoor de rijping van de gonaden en de groei tegelijkertijd kunnen doorgaan.

PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI (1997) vonden echter dat het effect van temperatuur op de spijsverteringssnelheid van de kwabaal (die overigens zeer laag is) bijzonder laag is vergeleken met andere vissoorten. Dit betekent enerzijds dat de kwabaal dus ook bij hogere temperaturen voedsel kan opnemen, en anderzijds dat de kwabaal wel heel grote hoeveelheden voedsel tegelijk moet opnemen om nog een serieuze competitor te zijn voor andere vissoorten. PÄÄKKÖNEN & MARJOMAKI (2000) onderzochten de voedselopname van



kwabaal bij verschillende temperaturen, en vonden dat kwabalen (lengte  $324 \pm 22$  mm, gewicht  $296 \pm 48$  g) het meeste voedsel opnamen bij temperaturen tussen  $11-16^\circ\text{C}$ , met de maximale voedselopname bij  $13.6^\circ\text{C}$ . De voedselopname bij hogere temperaturen daalde sterk, maar de kwabalen bleven toch voedsel opnemen bij temperaturen tot  $23.6^\circ\text{C}$ .

Volgens PULLIAINEN & KORHONEN (1990) werd waargenomen dat de kwabalen (en vooral de adulte) die nog actief blijven bij hogere temperaturen de energiereserves (vet) uit de lever begonnen te verbruiken (daling in leverindex). Om energetische redenen is het dus voordeliger om bij te hoge temperaturen de activiteit sterk te verminderen, wat dus de toestand van (al of niet gedeeltelijke) lethargie in de zomer kan verklaren. Hierbij daalt uiteraard ook de voedselopname, hoewel de kwabaal dus wel degelijk nog voedsel kan opnemen bij hogere temperaturen.

Gezien het feit dat de kwabaal zich bij zeer lage temperaturen ( $0^\circ - 5^\circ\text{C}$ ) voortplant (CHEN, 1969; BONAR ET AL. 2000), lijkt de temperatuur een zeer bepalende en regulerende factor voor de voortplanting. Dit vermoeden wordt gesterkt door het feit dat het temperatuuroptimum voor de beweeglijkheid van kwabaalsperma tussen de  $2$  en  $5^\circ\text{C}$  ligt, en dat het kwabaalsperma bij temperaturen hoger dan  $5^\circ\text{C}$  onbeweeglijk wordt (LAHNSTEINER ET AL. 1997). KUJAWA et al. (1999) ontwikkelden een methode om kwabaal op grote schaal te kweken, de temperaturen waarbij ze het meeste succes hadden lagen tussen  $2-4^\circ\text{C}$ .

#### 4.7. Ziekten en parasieten

In tabel 4.3 wordt een literatuuroverzicht gegeven van de ziekten en parasieten die bij kwabaal werden aangetroffen. Er werd gezocht naar informatie betreffende de herkomst van de verschillende parasieten, maar vaak is deze informatie ontbrekend of onvolledig, zodat dit niet in de tabel werd opgenomen.

**Tabel 4.3:** gekende ziekten en parasieten van de kwabaal, *Lota lota*. [1]: DWILOW et al., 1987; [2]: DYKOVÁ & LOM, 1988; [3]: LASEE et al., 1988; [4]: MORAVEC, 1994; [5]: MUZZALL et al., 1987; [6a]: J-P. PÄÄKKÖNEN, persoonlijke mededeling; [6b]: eigen ervaring uit preliminaire experimenten; [7]: E.T. VALTONEN, persoonlijke mededeling. --: niet geweten/niet vermeld; \*: gastheerspecifiek, enkel op kwabaal.

Groep	Parasiet	Target orgaan	Symptomen	Ref.
Acanthocephala	<i>Acanthocephalus lucii</i>	darm	--	[7]
Acanthocephala	<i>Echinorhynchus borealis</i>	Darm	--	[7]
Acanthocephala	<i>Neoechinorhynchus pungitius</i>	Darm	--	[5]
Acanthocephala	<i>Neoechinorhynchus saginatus</i>	Darm	--	[5]
Cestoda	<i>Dyphillobothrium dendriticum</i>	Buikholte	--	[7]
Cestoda	<i>Eubothrium rugosum</i>	--	--	[7]
Cestoda	<i>Triaenophorus nodulosus</i>	Lever	Vormt cysten in de lever	[7]
Copepoda	<i>Salmincola lotae</i> *	Infecteert vooral epitheelweefsels	Beschadigingen kieuwen, huid, epitheelweefsels	[3]
Digenea	<i>Azygia</i> sp.	Maag	--	[5]
Digenea	<i>Crepidostomum farionis</i>	Galblaas, darm	--	[5]
Digenea	<i>Diplostomum gasterostei</i>	--	--	[7]
Digenea	<i>Diplostomum spathaceum</i>	--	--	[7]
Digenea	<i>Posthodiplostomum</i> sp.	Darm	--	[5]
Digenea	<i>Tylodelphus</i> sp.	Ogen	Blindheid, staar	[7]
Fungidae	<i>Aphanomyces</i> sp.	Huid	--	[7]
Fungidae	<i>Saprolegnia</i> sp.	Huid	Wolachtige, witte pluis	[6a], [6b]
Hirudinea	<i>Cystobranchus mammilatus</i> *	kieuwen	3 cm lange bloedzuiger	[7]
Hirudinea	<i>Myzobdella lugubris</i>	Huid, vinnen, epitheel	--	[5]
Hirudinea	<i>Piscicola geometra</i>	--	--	[7]
Mollusca	<i>Elliptis</i> sp.	Kieuwen	--	[5]
Mollusca	<i>Glochidium</i> (larve)	--	--	[7]
Myxozoa, Myxosporea	<i>Chloromyxum lenorae</i>	Galblaas, lever	Lever necroses, lesies	[2]
Myxozoa, Myxosporea	<i>Chloromyxum pseudomucronatum</i>	Galblaas, lever	Lever necroses, lesies	[2]
Myxozoa, Myxosporea	<i>Chloromyxum reticulatum</i>	Galblaas, lever	Lever necroses, lesies	[2]

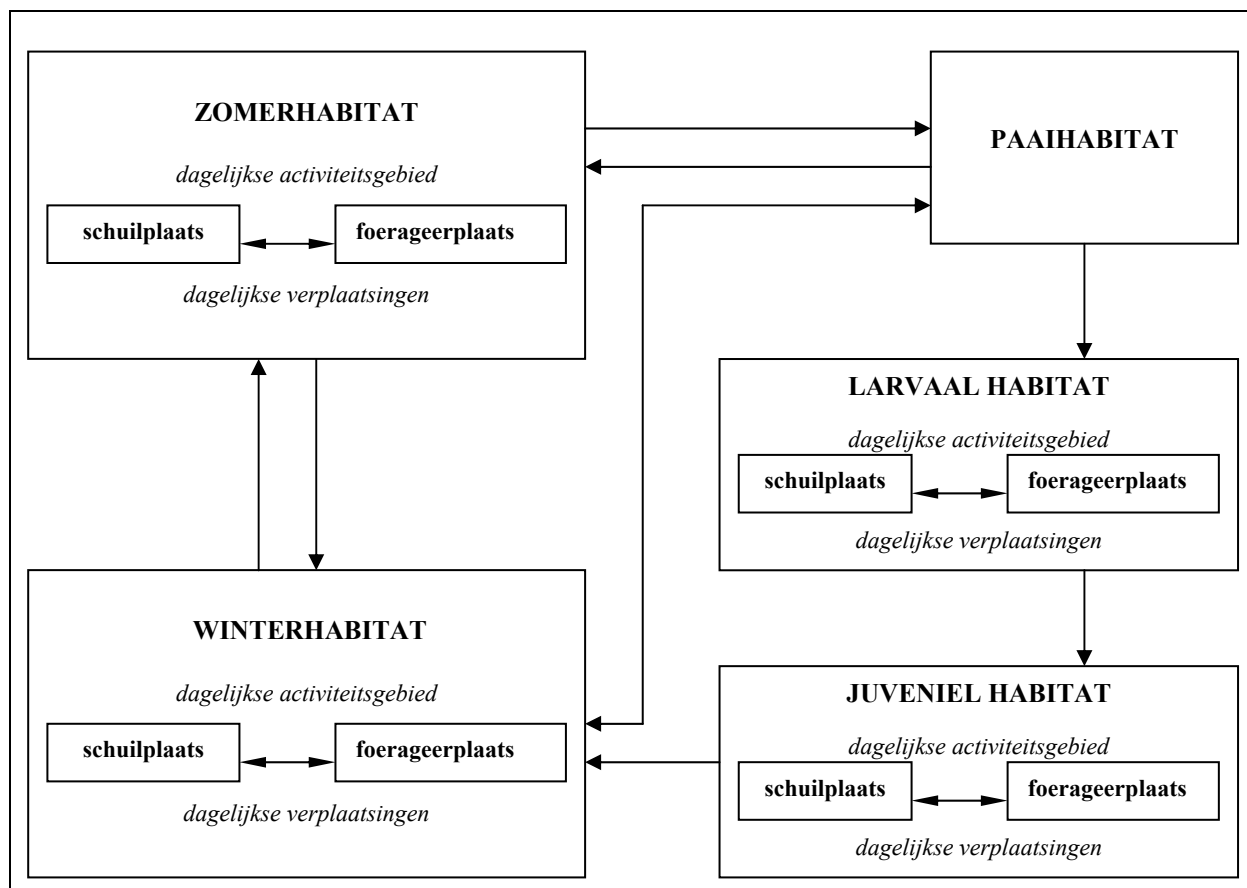
**Tabel 4.3 (vervolg):** gekende ziekten en parasieten van de kwabaal, *Lota lota*. [1]: DWILOW et al., 1987; [2]: DYKOVÁ & LOM, 1988; [3]: LASEE et al., 1988; [4]: MORAVEC, 1994; [5]: MUZZALL et al., 1987; [6a]: J-P. PÄÄKKÖNEN, persoonlijke mededeling; [6b]: eigen ervaring uit preliminaire experimenten; [7]: E.T. VALTONEN, persoonlijke mededeling. --: niet geweten/niet vermeld; \*: gastheerspecifiek, enkel op kwabaal.

Groep	Parasiet	Target orgaan	Symptomen	Ref.
Myxozoa, Myxosporea	<i>Sphaerospora cristata</i>	Galblaas, lever	Lever necroses, lesies	[2]
Nematoda	<i>Camallanus lacustris</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Camallanus truncatus</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Comephoronema oschmarini</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Contracaecum osculatum</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Cucullanus truttae</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Cystidicola farionis</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Cystidicoloides tenuissima</i>	Maag	--	[5]
Nematoda	<i>Eustrongylides sp.</i>	Spierweefsel	Vormt kapsels, soms verhard.	[4]
Nematoda	<i>Haplonema hamulatum</i>	Darm	--	[5]
Nematoda	<i>Hysterothylacium aduncum</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Ichthyobronema hamulatum</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Pseudocapillaria salvelini</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Pseudocapillaria tomentosa</i>	--	--	[4]
Nematoda	<i>Raphidascaris acus</i>	Darm	--	[4][5]
Protozoa	<i>Apiosoma sp.</i>	--	--	[7]
Protozoa	<i>Epistylis sp.</i>	Kieuwen, huid, vinnen	Wonden, secundaire infecties	[5]
Protozoa	<i>Hexamita sp.</i>	--	--	[7]
Protozoa	<i>Myxobolus sp.</i>	Kieuwen	'Whirling disease'	[5]
Protozoa	<i>Trichodina sp.</i>	Kieuwen, huid	Verlies eetlust, lagere conditie, secundaire infecties	[5]
Protozoa	<i>Yersinia ruckeri</i>	Lever, andere (?)	Enteric redmouth disease (ERM)	[1]
Trematoda	<i>Tylodelphus sp.</i>	Ogen	Blindheid, staar	[7]

## 5. Onderzoek habitatgebruik en -selectie in een referentiebiotoop voor onze Vlaamse laaglandrivieren, voor verschillende stadia in de levenscyclus

### 5.1. Inleiding en doelstellingen

Het nagaan van de relatie tussen de vissen en hun omgeving (habitat) en welke de eisen zijn, die de verschillende vissoorten aan hun habitat stellen om te kunnen overleven en zich te reproduceren, is van zeer groot belang. Individuele vissen spenderen immers zelden hun hele leven in hetzelfde habitat, en zelfs soorten die beschouwd worden als resident in een bepaald stuk van de rivier, voeren meestal toch migraties uit naar stroomop- of stroomafwaarts gelegen paaigronden. Elk individu heeft in zijn levenscyclus immers verschillende habitats of functionele eenheden met geschikte microhabitat-condities nodig, die aangepast zijn aan het specifieke levensstadium. Een overzicht van de functionele eenheden in de levenscyclus van vissen wordt weergegeven in figuur 5.1.



**Fig. 5.1:** Functionele eenheden in de levenscyclus van vissen, met aanduiding van de bezochte leefgebieden en dagelijkse en seizoensgebonden verplaatsingen er tussen (bewerkt naar: COECK et al., 2000)

De levenscyclus wordt in deze figuur uitgesplitst naar het bezoeken van leefgebieden. Geslachtsrijpe dieren zoeken in de paaiperiode geschikte paaigronden op. Deze kunnen vlak

bij de dagdagelijkse leefgebieden van de adulten liggen, maar kunnen er evengoed op een grote afstand vandaan liggen. Daarom ondernemen veel riviervissen vaak grote migraties (om hun reproductief succes te verhogen), bv. naar zijrivieren of bovenlopen waar ze zelf geboren zijn. Andere oorzaken voor migraties of verplaatsingen zijn: optimale foerageerstrategieën, het vermijden van ongunstige omstandigheden (te lage of hoge debieten, verontreinigingen,...) of kolonisatie van nieuwe gebieden (dispersie).

Om een inzicht te krijgen in het habitatgebruik en de habitatpreferentie van de kwabaal zullen voor dit gedeelte van het onderzoek verschillende aspecten worden bestudeerd:

- het habitatgebruik op macroschaal, waarbij we de voornaamste variabelen zullen trachten te vinden die de verspreiding van de kwabaal binnen een stroomgebied bepalen;
- de habitatselectie op microschaal, waarbij gezocht wordt naar de voorkeur voor aanwezige structuren en microcondities (diepte, stroomsnelheid, temperatuur, beschaduwing,...) waarin de vis verblijft;
- het migratiegedrag en habitatgebruik van adulte dieren tijdens het voortplantingsseizoen (winter) en buiten het voortplantingsseizoen (zomer)
- het habitatgebruik van larvale en juveniele (0+) kwabalen

## ***5.2 Habitatgebruik op regionale schaal***

### *Doelstelling:*

Dit onderzoek heeft tot doel inzicht te krijgen in de voornaamste factoren die de verspreiding van kwabaal op grotere schaal (over verschillende rivierbekkens) bepalen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van een beperkt aantal variabelen, opgemeten door de Conseil Supérieur de la Pêche tijdens hun jaarlijkse vangstcampagnes.

### *Materiaal en methode:*

Verspreidingsgegevens over de kwabaal in Franse rivieren werden bekomen via de Conseil Supérieur de la Pêche (CSP). In deze gegevensbank vinden we gegevens terug van 1985 tot nu, voor alle rivieren (N = 67) die in die tijdsspanne jaarlijks werden bevist door de CSP (afdeling Metz) én waarin kwabaal werd aangetroffen. Deze rivieren zijn gelokaliseerd in drie grote stroomgebieden: het stroomgebied van de Maas, van de Rijn, en van de Seine, en de locaties bevinden zich voornamelijk in de streek van de Franse Ardennen, de Lorraine, en Champagne. Hierbij werden door de CSP gegevens over de aantallen, het totaal gewicht van de vangst (éénmalige elektrische bevissing van een 100 m traject), de hoogteligging en het gemiddelde verval van het beviste traject, de oppervlakte van het drainagegebied dat naar de rivier afvloeit, de afstand van het traject tot aan de bron van de rivier, en de gemiddelde breedte (deze werd opgemeten als de maximale breedte die de rivier kan aannemen in zijn bedding zonder te overstromen) opgenomen. Hiermee werd getracht om, op een regionale

schaal, na te gaan welke van deze variabelen de sleutelvariabelen zijn die de verspreiding van de kwabaal bepalen. Gegevens over andere variabelen zoals de oeverstructuur (percentage holle oever, oeververdediging en –vegetatie, ...), of over de lengtefrequentie-distributie van de onderzochte populaties, werden door de CSP helaas niet in deze databank opgenomen.

### *Resultaten:*

Een correlatiematrix (tabel 5.1) werd opgesteld voor alle opgemeten variabelen (hoogte, verval, afstand tot bron, breedte en oppervlakte drainagegebied); hieruit bleek dat de hoogte zwak en negatief gecorreleerd is met de breedte, en zwak positief met verval. De breedte is tevens zwak gecorreleerd met de afstand tot de bron. Deze resultaten zijn vrij logisch: hoe hoger een rivier gelegen is, hoe groter de kans op grotere hoogteverschillen en dus hoe groter het verval. Dicht bij de bron is een rivier doorgaans veel smaller dan verder stroomafwaarts. Aangezien zowat alle variabelen uit de gegevensset in meer of mindere mate met elkaar gecorreleerd zijn, werd besloten om een PCA op de ruwe gegevens toe te passen vooraleer de regressie-analyse uit te voeren. De factor loadings van deze PCA-analyse waren: Breedte - 0.87; Hoogte 0.82; Oppervlakte stroomgebied - 0.85; Afstand tot de bron - 0.78 en Verval 0.71. Breedte, Oppervlakte stroomgebied en Afstand tot de bron kregen dus een negatieve factor loading, Verval en Hoogte een positieve, alle variabelen zaten in één en dezelfde Principale Component (PC1) vervat.

Aangezien van sommige rivieren enkel gegevens over de meest recente jaren (2000-2001) beschikbaar waren, werden niet alle gegevens van alle jaren gebruikt voor de regressie, maar slechts de meest recente gegevens, zijnde die van 2001. Op alle door de CSP beviste rivieren werd er in dat jaar minstens één bevissing uitgevoerd. Hiervan werden er voor elke rivier die bevissing(en) weerhouden die in dezelfde periode (6-7-8/2001) vielen en niet op eenzelfde locatie werden uitgevoerd. Dus per rivier hadden we voor dit jaar gegevens van één tot enkele locaties (N = 134).

Een regressie-analyse werd uitgevoerd met de factor scores van de PCA1-as als onafhankelijke en het logaritmisches getransformeerde aantal kwabalen (per 100 m) als afhankelijke variabele; het resultaat van deze analyse wordt in tabel 5.2 gegeven.

**Tabel 5.1:** Correlaties tussen de onderzochte variabelen. ns = niet significant, \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ 

	Breedte	Hoogte	Opp bassin	Afstand tot bron	verval
Breedte	---	R = -0.61 ***	R = 0.85 ***	R = 0.60 ***	R = -0.40 ***
Hoogte		---	R = -0.59 ***	R = -0.49 ***	R = 0.61 ***
Opp bassin			---	R = 0.52 ***	R = -0.40 **
Afstand bron				---	R = -0.55 *
Verval					---

**Tabel 5.2:** Resultaten van een lineaire regressie-analyse voor de logaritmisches getransformeerde gegevens van het aantal kwabalen per 100 m traject als afhankelijke en de factor scores van PCA1 als onafhankelijke variabelen. N = 134. R = 0.492,  $R^2 = 0.242$ , adjusted  $R^2 = 0.24$ .  $F(1,134) = 45.33$ ; overall  $P < 0.001$ . ns = niet significant, \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ 

	Beta	Std.Err.	B	Std.Err.	t(134)	p-level
Intercept			0,406	0,069	5.91	***
PCA1	0.492	0,073	0,0126	0,0019	6,73	***

Bij de interpretatie van dit resultaat dienen we rekening te houden met de resultaten van de PCA-analyse: de variabele "PCA1" vertegenwoordigt alle onderzochte variabelen. Hoogte en verval hebben dus een positief effect op de densiteit, terwijl breedte, afstand tot de bron en oppervlakte van het bassin een negatief effect hebben op de densiteit.

#### *Besluiten:*

Hieruit mogen we besluiten dat op een regionale schaal hogere densiteiten aan kwabaal voornamelijk in de bovenlopen van rivierstelsels voorkomen.

### ***5.3 Habitatgebruik op macroschaal***

#### *Doelstelling:*

Dit onderzoeksluik heeft tot doel inzicht te krijgen in de factoren die de verspreiding van kwabaal binnen een riviersysteem bepalen. Aan de hand van een beperkt aantal opgemeten variabelen met betrekking tot de stroomsnelheid, de diepte, het substraat en de oeverstructuur wordt nagegaan welke variabelen het voorkomen van de soort in het stroomgebied het best verklaren.

#### *Materiaal en methode:*

Het habitatgebruik van de kwabaal werd op een macroschaal onderzocht met behulp van elektrische visvangst, waarbij zowel trajecten in de boven-, midden als in de benedenloop werden bevestigd. Het studiegebied bestond uit de rivier “La Bar”, een zijrivier van de Maas, gelegen in de Franse Ardennen, een rivier met een lengte van ca 70 km, die uitmondt in de Maas ter hoogte van Donchery (tussen Sedan en Charleville-Mezières). De selectie van het studiegebied, dat ook het studiegebied voor de radiotelemetriestudie is, gebeurde op basis van volgende criteria:

- 1) de aanwezigheid van voldoende kwabalen;
- 2) vergelijkbaar met Vlaamse waterlopen (traagstromend karakter);
- 3) de afstand en bereikbaarheid;
- 4) het verkrijgen van de nodige toelatingen om het studiegebied te mogen betreden

Voor gegevens over verschillende variabelen met betrekking tot de waterkwaliteit wordt verwezen naar tabel 4.3. Over het algemeen kunnen we stellen dat de Bar een rivier met een goede waterkwaliteit en zuurstofhuishouding is. De aanwezige visgemeenschap wordt in tabel 5.3 weergegeven.

Bij de bevissingen werd steeds getracht om voor elke locatie een even aantal trajecten van 50 m te bevissen, zodat de analyse van de gegevensset zowel per traject van 50 m als per traject van 100 m kon gebeuren. Tabel 5.4 geeft een overzicht van de verschillende locaties.



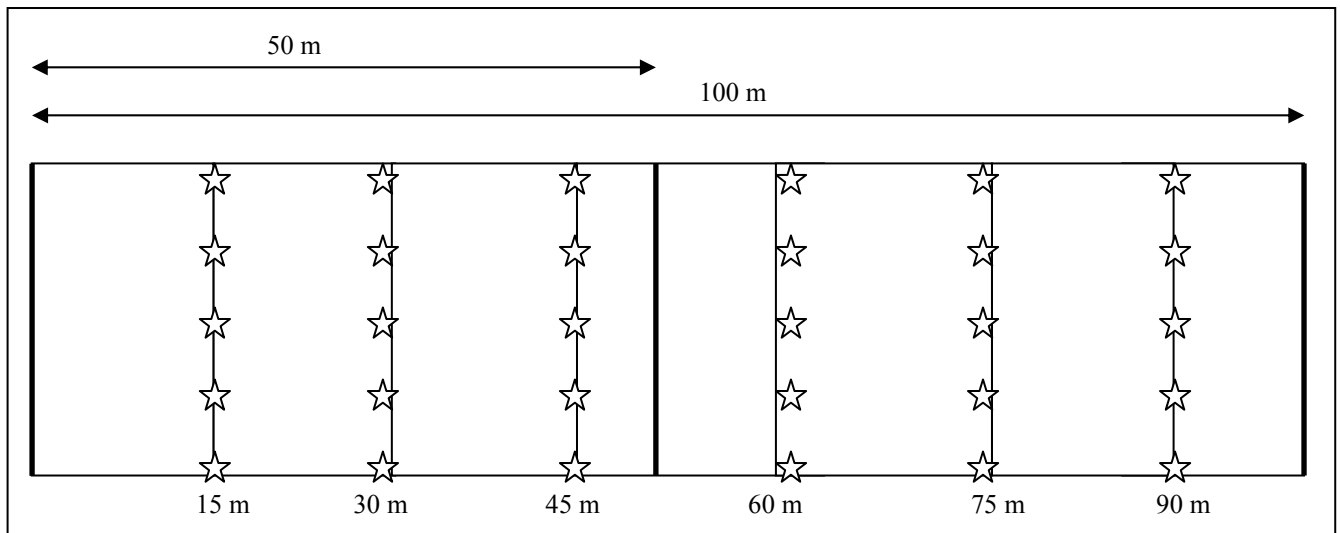
**Tabel 5.3:** Begeleidende soorten van de kwabaal in het bekken van de rivier 'La Bar', gevangen op een totaal van 12 locaties.

<b>Nederlandse naam</b>	<b>Wetenschappelijke naam</b>	<b>Aantal locaties</b>	<b>% van aantal locaties</b>
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	12	100
Beekforel	<i>Salmo trutta fario</i>	2	16,7
Beekprik	<i>Lampetrus planeri</i>	5	41,7
Bermpje	<i>Barbatula barbatula</i>	8	66,7
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	12	100
Brasem	<i>Abramis brama</i>	6	50
Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	6	50
Elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i>	8	66,7
Kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i>	10	83,3
Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	7	58,3
Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	8	66,7
Serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i>	8	66,7
Sneep	<i>Chondrostoma nasus</i>	8	66,7
Snoek	<i>Esox lucius</i>	10	83,3
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	1	8,3
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	3	25
Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	1	8,3
Kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	3	25
Barbeel	<i>Barbus barbus</i>	6	50
Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	3	25
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5	41,7

**Tabel 5.4:** overzicht van de locaties die werden bevestigd voor het onderzoek naar habitatgebruik van de kwabaal op macro-schaal. In de tabel wordt aangegeven tot welk type rivier de locatie behoort, de datum waarop de locatie werd bevestigd, het aantal trajecten van resp. 50 en 100 meter dat werd bevestigd, de totale aantallen gevangen kwabalen (zowel voor adulten als juvenielen) en de relatieve aantallen (aantal per 100 meter). De locaties werden in volgorde van stroomop naar stroomaf genoteerd. Bij geen enkele bevissing konden 0+ individuen worden waargenomen.

Plaats	Type rivier	datum	Aantal trajecten		Aantal kwabalen/100 m	
			50 m	100 m	adult	juveniel
Authe 1	bovenloop	3/6/03	6	3	8.33	0.33
Authe 2	bovenloop	6/6/03	2	1	1	0
Boult-aux-bois	bovenloop	5/6/03	5	2	4.5	1.5
Germont	bovenloop	6/6/03	2	1	1	0
Les Petites Armoises	bovenloop	5/6/03	2	1	3	0
Les Petites Armoises	kanaal in verbinding met bovenloop	5/6/03	4	2	1	1
Tannay	middenloop	17/6/03	8	4	1	0
Tannay	middenloop	17/6/03	4	2	0.5	0
Ferme-à-Bar	middenloop	25/07/03	4	2	2	1.5
La Neuville-à-Maire	middenloop	25/07/03	2	1	3	0
Chémery-Sur-Bar	benedenloop	28/07/03	2	1	1	0
Villers-Sur-Bar	benedenloop	28/07/03	4	2	0.5	0

Telkens een kwabaal werd gevangen, werd het habitat ter plaatse onmiddellijk opgemeten. Na de visvangst werd dan het globale habitat voor het bevestigde traject opgemeten. Voor trajecten van 50 m werd het traject opgedeeld door drie transecten loodrecht op de oever van de waterloop te bepalen (op 15, 30 en 45 meter), en op ieder transect 5 meetpunten te nemen (twee in de oever, één in het midden, en twee daartussen). Trajecten van 100 m werden dan opgedeeld door 6 van dergelijke transecten (figuur 5.2).



**Figuur 5.2:** schematische voorstelling van de opmeting van het macrohabitat per traject van 50 meter, met een situering van de 3 transecten per traject van 50 meter en de 5 meetpunten per transect. Zoals geïllustreerd laat deze werkwijze toe om de gegevens ook te analyseren per traject van 100 meter, met zes transecten per traject van 100 meter. (bewerkt naar: COECK et al., 2000)

Op elk meetpunt werden vervolgens volgende variabelen opgemeten:

- de stroomsnelheid werd op 10 cm boven het substraat ( $V_{\text{substr}}$ ) met behulp van een Marsh-McBirney FloMate, model 2000, tot op 1cm/s nauwkeurig gemeten; de elektromagnetische sensor van de stroomsnelheidsmeter is bevestigd op een ijzeren peilstok waarop meteen de diepte (tot op 1 cm nauwkeurig) werd afgelezen;
- Type substraat: per punt werd het dominerende substraat genoteerd; dit werd op (visuele basis) ingedeeld in de klassen slib, klei, zand, grind, stenen en blokken. Dit maakt een latere, vereenvoudigde indeling in hard en zacht substraat ook nog mogelijk.

Vervolgens werd er voor het gehele traject een schatting gemaakt:

- van het aantal meter bedekking door struiken en overhangende bomen op linker- en rechteroever ('cover struik'). Enkel indien de vegetatie op minder dan 0,5 meter boven het water (of tot in het water) hing wordt ze meegeteld als cover. Indien het water minder diep was dan 10 cm werd de cover niet meegeteld aangezien dit te ondiep is om een bijdrage te leveren voor het voorkomen van kwabaal. Hetzelfde gebeurde ook voor 'grazige cover', bedekking door overhangend gras- en kruidenvegetatie
- Van het aantal meter holle oevers (zoals gedefinieerd in § 5.4), en het aantal meter met wortels van bomen en struiken die in het water hangen, langsheen de oevers van het traject. Schattingen voor holle oever, wortels, cover door struiken en grazige cover werden steeds voor beide oevers gemaakt.
- Van de oppervlakte van de rivier die beschaduwde is gedurende de middag
- Verder werd ook de breedte van de waterloop op de drie transecten opgemeten en werden er nog twee metingen daartussen genomen (op 20 en op 40 meter).

Voor het bevissen van de verschillende trajecten werd de benodigde vergunning ons afgeleverd door de departementale Prefectuur van de Ardennen, en de te bevissen locaties werden vastgelegd in beraad met de lokale ambtenaren van de Conseil Supérieure de la Pêche.

*Verwerking van de gegevens:*

Uit de opmetingsgegevens werden 14 variabelen berekend die in de verdere analyses betrokken werden:

a) variabelen met betrekking tot het type waterloop waartoe het traject behoort:

- gemiddelde breedte van de waterloop (Breedte): voor de 50 m trajecten werd het gemiddelde van vijf metingen gebruikt, voor 100 m trajecten waren dit 10 metingen
- afstand tot de bron (afstand bron): afstand van het traject tot de bron, gemeten door de CSP.

b) variabelen met betrekking tot de structuur van de oever:

- het percentage holle oever (% holle oever): percentage van de 100 m oeverzone (50 m traject) of de 200 m oeverzone (100 m traject) dat holtes (donkere schuilplaatsen voor vis) bezit
- het percentage grazige cover (Cover grazig): percentage van de 100 resp. 200 m oeverzone met overhangende gras- en kruidachtige vegetatie
- het percentage cover door struiken (Cover struik): percentage van de 100 resp. 200 m oeverzone met overhangende bomen of struiken
- het percentage aan wortels (Wortels): percentage van de 100 resp. 200 m oeverzone waarin schuilplaatsen gevormd door wortels van struiken en bomen voorkomen
- het percentage aan schaduw (Schaduw): percentage van de totale oppervlakte van het traject dat beschaduwd is op de middag, door bomen en struiken langs de oever (cover struik), maar ook door schaduw van grotere bomen die verder van de rivier af staan

c) variabelen met betrekking tot de diepte van het traject:

- de gemiddelde diepte (Gem diepte): gemiddelde van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de gemiddelde diepte van het traject (50 resp. 100 m traject)
- de maximale diepte (Max diepte): maximale waarde van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de diepste stroomkuilen die in het traject voorkomen
- de variantie van de diepte (Var diepte): variantie van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de diversiteit in het dieptepatroon van het traject

d) variabelen met betrekking tot de stroomsnelheid van het traject:

- de gemiddelde stroomsnelheid (Gem snelh): gemiddelde van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de gemiddelde stroomsnelheid van het traject
- de maximale stroomsnelheid (Max snelh): maximale waarde van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de hoogste stroomsnelheden die in het traject voorkomen

- de variantie van de stroomsnelheid (Var snelh): variantie van de 15 resp. 30 opgemeten waarden, als een maat voor de diversiteit in het stroomsnelheidspatroon van het traject

e) variabelen met betrekking tot het substraat:

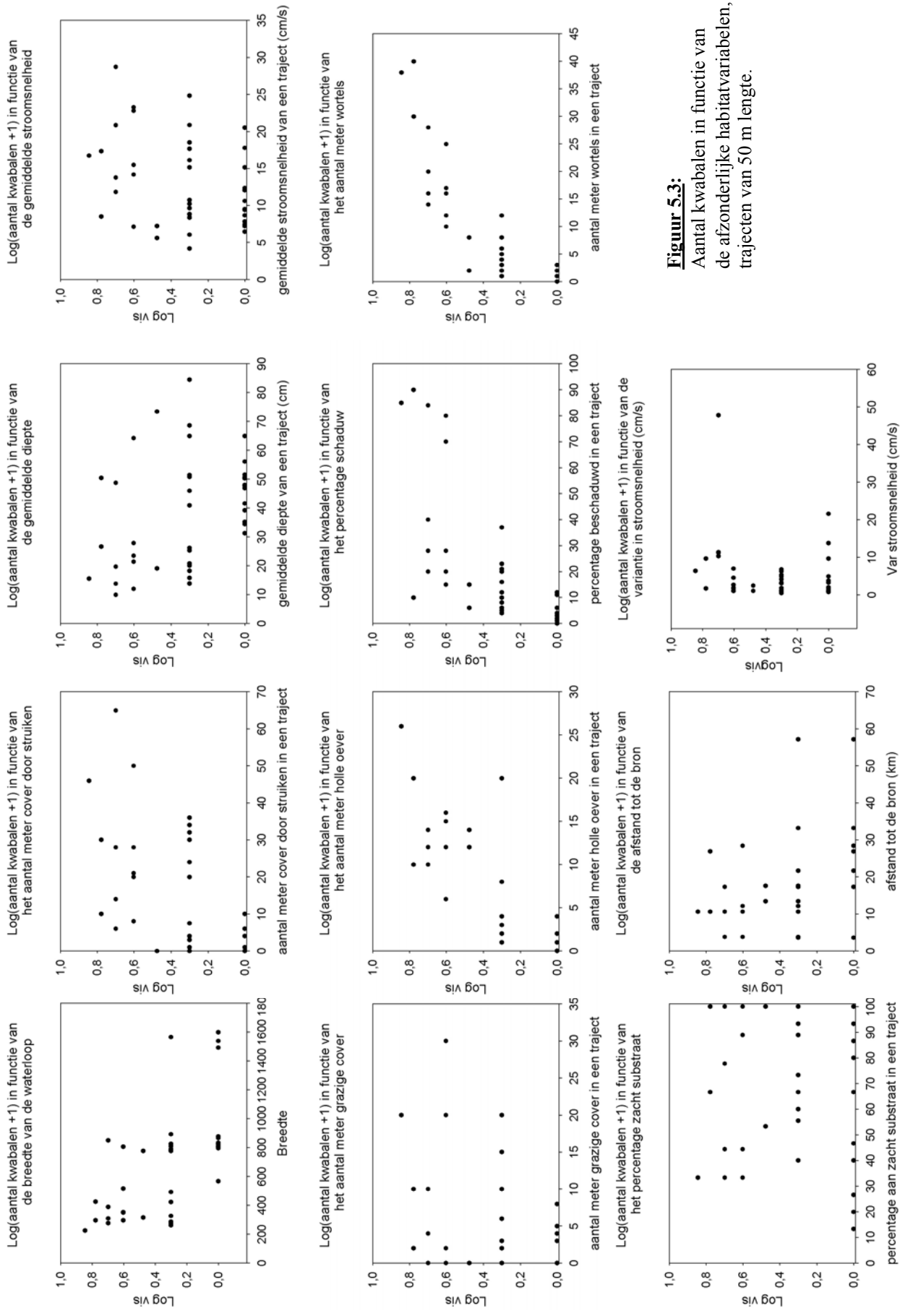
- het percentage zacht substraat (Zacht substr): percentage van de 15 resp. 30 opgemeten waarden in de klasse 'zacht substraat' (zand, slib, klei). Vermits percentage zacht substraat + percentage hard substraat = 100 % , volstaat het om de analyse voor slechts één van de twee substraattypes uit te voeren.

Het aantal kwabalen per traject werd logaritmisch getransformeerd door middel van volgende transformatie:  $\log_{10}(\text{aantal kwabalen} + 1)$ . Hierdoor blijven nulwaarden gelijk aan nul vermits  $\log_{10}(0+1) = 0$  en ondergaan de grotere waarden een verlaging zodat er een betere spreiding ontstaat van de gegevens.

De gegevensset werd vervolgens geanalyseerd met behulp van een voorwaartse multipele regressie, deze analyse werd uitgevoerd volgens het protocol beschreven in FRY, 1993. Volgens dit protocol dient men eerst de intercorrelaties van de onafhankelijke variabelen te bekijken, en op basis hiervan te beslissen op welke variabelen (of Principale Componenten, indien een PCA werd gebruikt) een regressie wordt uitgevoerd. De analyse werd zowel voor trajecten van 50 m lengte als voor trajecten van 100 m lengte uitgevoerd.

*Resultaten (voor trajecten van 50 m):*

In figuur 5.3 worden de afzonderlijke curves weergegeven waarin de afhankelijke variabele ( $y$ ;  $\log_{10}(\text{aantal kwabalen} + 1)$ ) wordt uitgezet tegenover de onafhankelijke variabelen ( $x$ ; habitatvariabelen). De curves voor Max diepte, Var diepte en Max snelheid worden niet in de figuur gegeven maar vertonen zeer grote gelijkenis met de curves voor resp. de gemiddelde diepte en de gemiddelde snelheid.



**Figuur 5.3:**  
Aantal kwabalen in functie van de afzonderlijke habitatvariabelen, trajecten van 50 m lengte.

In tabel 5.5 worden de intercorrelaties tussen de verschillende onafhankelijke variabelen weergegeven. Hieruit blijkt dat een aantal variabelen tamelijk sterk met elkaar gecorreleerd zijn, andere variabelen niet. Hiermee moet rekening worden gehouden bij het uitvoeren van een multiële regressie-analyse.

**Tabel 5.5:** intercorrelaties tussen de verschillende onafhankelijke variabelen (50 m trajecten). Zowel de correlatiecoëfficiënt als het significantieniveau worden weergegeven. ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ .

	Breedte	Holle oever	Cover grazig	Cover struik	Wortels	Schaduw	Gem diepte	Max diepte	Var diepte	Gem snelh	Max snelh	Var snelh	Zacht substr.	Afstand bron
Breedte	1.00	<b>-0.35</b> *	<b>-0.42</b> **	<b>-0.57</b> ***	<b>-0.42</b> **	<b>-0.43</b> **	<b>0.78</b> ***	<b>0.78</b> ***	<b>0.68</b> ***	-0.25 ns	0.13 ns	0.23 ns	-0.26 ns	<b>0.84</b> ***
Holle oever		1.00	0.04 ns	<b>0.35</b> *	<b>0.41</b> **	0.47 0.02	-0.23 ns	-0.17 ns	-0.13 ns	0.05 ns	-0.09 ns	-0.13 ns	-0.04 ns	-0.24 ns
Cover grazig			1.00	0.23 ns	<b>0.44</b> **	<b>0.42</b> **	<b>-0.41</b> **	<b>-0.43</b> **	<b>-0.47</b> **	0.31 ns	0.19 ns	0.21 ns	-0.08 ns	<b>-0.34</b> *
Cover struik				1.00	<b>0.50</b> **	<b>0.66</b> ***	<b>-0.59</b> ***	<b>-0.53</b> ***	<b>-0.48</b> ***	<b>0.59</b> ***	<b>0.31</b> *	0.21 ns	-0.13 ns	<b>-0.51</b> ***
Wortels					1.00	<b>0.82</b> ***	-0.27 ns	-0.26 ns	-0.25 ns	0.23 ns	0.17 ns	0.11 ns	0.01 ns	-0.24 ns
Schaduw						1.00	<b>-0.39</b> **	<b>-0.35</b> *	<b>-0.33</b> *	<b>0.35</b> *	0.28 ns	0.21 ns	-0.08 ns	-0.30 ns
Gem diepte							1.00	<b>0.96</b> ***	<b>0.91</b> ***	<b>-0.49</b> **	-0.21 ns	-0.04 ns	-0.09 ns	<b>0.63</b> ***
Max diepte								1.00	<b>0.96</b> ***	<b>-0.51</b> ***	-0.19 ns	0.05 ns	-0.05 ns	<b>0.63</b> ***
Var diepte									1.00	<b>-0.55</b> ***	-0.29 ns	-0.10 ns	0.04 ns	<b>0.52</b> ***
Gem snelh										1.00	<b>0.78</b> ***	<b>0.55</b> ***	<b>-0.53</b> ***	-0.12 ns
Max snelh											1.00	<b>0.88</b> ***	<b>-0.61</b> ***	0.29 ns
Var snelh												1.00	<b>-0.58</b> ***	<b>0.40</b> **
Zacht substr													1.00	<b>-0.35</b> *

Gezien het grote aantal intercorrelaties, werd besloten om een multi-pele regressie-analyse uit te voeren met slechts een beperkt aantal onafhankelijke variabelen. De keuze van deze variabelen werd gebaseerd op de onderlinge correlaties en op de toepasbaarheid van deze variabelen op andere rivieren (evaluatie). De onafhankelijke variabelen die in de analyse werden gebruikt, waren: % holle oever, gemiddelde diepte, gemiddelde stroomsnelheid, en % zacht substraat. Van deze variabelen bleek enkel het percentage holle oever belangrijk (tabel 5.6).

**Tabel 5.6:** resultaat van de stapsgewijze voorwaartse multi-pele regressie-analyse voor het logaritmisches getransformeerde aantal kwabalen per 50 meter traject.  $N = 43$ ;  $F_{(1,41)} = 25.3$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.62$ ,  $R^2 = 0.38$ , adjusted  $R^2 = 0.37$

	Beta	Std fout	B	St. fout	t(39)	p-waarde
Intercept			0.179	0.043	4.19	< 0.001
% holle oever	0.62	0.12	0.027	0.005	5.03	< 0.001

Bovenstaande regressie geeft ons een kwantitatief model, waarmee we het aantal kwabalen in een rivier kunnen trachten te voorspellen aan de hand van het percentage holle oever dat relatief eenvoudig kan worden opgemeten. Aanvullend werd een tweede, kwalitatieve analyse uitgevoerd met behulp van een Principale Componenten-analyse (PCA), dit om het grote aantal gecorreleerde onafhankelijke variabelen te reduceren tot een kleiner aantal niet gecorreleerde variabelen.

Uit deze PCA-analyse blijkt dat er twee Principale Componenten kunnen worden weerhouden: de eerste component kunnen we omschrijven als ‘de dimensie van de waterloop’, of, beter nog, als het ‘aanbod aan schuilplaatsen’, en omvat de breedte (0.84), het % cover door struiken (- 0.82), het % schaduw (-0.77), het % wortels (-0.71), de gemiddelde diepte (0.79), en de afstand tot de bron (0.70). De tweede component wordt gevormd door het % zacht substraat (0.88). De getallen tussen haakjes geven de factor loadings weer van de variabelen (= de mate van correlatie tussen de variabele en de factor score van de Principale Component).

**Tabel 5.7:** resultaat van de stapsgewijze voorwaartse multi-pele regressie-analyse voor het logaritmisches getransformeerde aantal kwabalen per 50 meter traject.  $N = 43$ ;  $F_{(1,41)} = 53.5$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.75$ ,  $R^2 = 0.57$ , adjusted  $R^2 = 0.56$

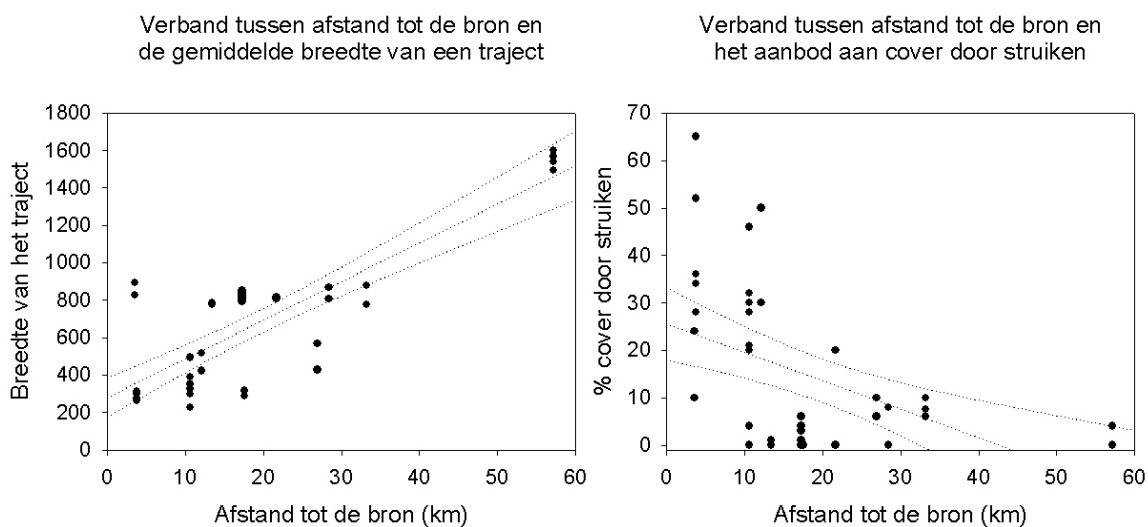
	Beta	Std fout	B	St. fout	t(39)	p-waarde
Intercept			0.311	0.028	10.99	< 0.001
PC1	-0.75	0.10	-0.209	0.029	-7.31	< 0.001

Hieruit blijkt dat het aantal kwabalen negatief wordt beïnvloed door PC1; hoe groter PC1, hoe minder kwabalen er zullen voorkomen, hoe kleiner PC1, hoe meer kwabalen er voorkomen. Vermits uit de factor loadings blijkt dat de breedte, de afstand tot de bron en de gemiddelde diepte positief gecorreleerd zijn met PC1, hebben deze variabelen een negatief effect op het aantal kwabalen, en hebben % cover door struiken, % schaduw en % wortels een positief



effect op het aantal kwabalen. Met andere woorden: Hoe verder van de bron afgelegen, hoe minder kwabalen er zullen voorkomen, hoe breder het traject, hoe minder kwabalen, en hoe dieper het traject, hoe minder kwabalen er voorkomen. Deze drie hangen nauw samen: hoe verder het traject van de bron is gelegen, hoe dieper en breder de rivier zal zijn. Verder komt er meer kwabaal voor op die plaatsen waar veel schuilplaatsen, onder de vorm van wortels, overhangende struiken en schaduwplaatsen, voorhanden zijn. Dezelfde multiële regressie-analyses werden eveneens uitgevoerd voor trajectgroottes van 100 meter, hiermee werden nagenoeg dezelfde kwantitatieve en kwalitatieve resultaten bekomen.

Uit figuur 5.4 blijkt duidelijk dat er voor een aantal van de onafhankelijke variabelen een sterk verband bestaat met de afstand tot de bron, welke een maat is voor het riviertype (bovenloop: afstand tot de bron tot  $\pm 12$  km; middenloop 12 – 28 km; benedenloop tot  $\pm 60$  km).



**Figuur 5.4:** verband tussen afstand tot de bron (als een maat voor riviertype) en de breedte van een traject, en tussen afstand tot de bron en het % cover door struiken. Deze laatste curve staat tevens model voor de andere onafhankelijke variabelen met betrekking tot een schuilplaats (wortels, holle oever, schaduw). Breedte van het traject in cm.

**Tabel 5.8:** Resultaat van een Tukey-Kramer test, uitgevoerd na een one-way ANOVA voor het aantal kwabalen per 50 meter traject als afhankelijke en drie riviertypes (boven-, midden-, en benedenloop) als onafhankelijke variabelen.  $F(2,40) = 6.55$ ;  $P < 0.01$ . \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ ; ns = niet significant.

	Bovenloop	Middenloop	Benedenloop
Bovenloop	---	**	**
Middenloop		---	ns
Benedenloop		ns	---

In de bovenloop vinden we gemiddeld  $2.47 \pm 1.47$  (SD) individuen/100 m, in de middenlopen vinden we  $1.10 \pm 0.48$  (SD) ind./100 m en in de (bredere) benedenlopen  $0.29 \pm 0.49$  ind./100 m terug. Hieruit blijkt dat de benedenloop mogelijk een sterke invloed heeft gehad op de uitkomst van zowel het kwalitatieve als het kwantitatieve onderzoek. Dit zou verklaard kunnen worden doordat benedenlopen van rivieren doorgaans meer gereguleerd en gekanaliseerd worden dan de boven- en middenloop, waardoor het aantal beschikbare

schuilplaatsen sterk afneemt. De twee multiële regressieanalyses (kwantitatief en kwalitatief) werden hierom opnieuw uitgevoerd voor de 50 meter trajecten, waarbij dit keer de trajecten uit de benedenloop werden uitgesloten omdat in deze trajecten zeer weinig kwabalen werden gevangen, en omdat juist deze trajecten zoveel breder zijn dan de andere. De andere trajecten liggen allen binnen eenzelfde range aan breedtes, wat toelaat om na te gaan wat, binnen trajecten van vergelijk-bare breedte, de sleutelvariabelen zijn die de verspreiding van de kwabaal beïnvloeden.

**Tabel 5.9:** resultaat van de stapsgewijze voorwaartse multiële regressie-analyse voor het logaritmisch getransformeerde aantal kwabalen per 50 meter traject.  $N = 36$ ;  $F_{(1,34)} = 18.9$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.60$ ,  $R^2 = 0.36$ , adjusted  $R^2 = 0.35$

	Beta	Std fout	B	St. fout	t(39)	p-waarde
Intercept			0.219	0.049	4.47	< 0.001
PC1	0.597	0.137	0.0246	0.0057	4.34	< 0.001

Uit de PCA-analyse kwamen drie PC's naar voren: PC1 omvat de breedte (-0.83), het % cover door struiken (0.83), het % schaduw (0.75), de gemiddelde diepte (-0.76), de gemiddelde stroom-snelheid (0.83) en de afstand tot de bron (-0.70). PC2 omvat het % holle oever (0.76) en het % wortels (0.70). PC3 omvat enkel % grazige cover (0.79). Merk op dat bij dezelfde analyse mét de trajecten uit de benedenloop slechts twee PC's werden bekomen, en dat, hoewel PC1 ongeveer dezelfde variabelen bevatte, de correlaties tussen de onafhankelijke variabelen en de factor scores van deze PC van teken zijn veranderd.

**Tabel 5.10:** resultaat van de stapsgewijze voorwaartse multiële regressie-analyse voor het logaritmisch getransformeerde aantal kwabalen per 50 meter traject, de benedenstroomse trajecten niet mee in de analyse opgenomen.  $N = 36$ ;  $F_{(1,34)} = 33.74$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.71$ ,  $R^2 = 0.50$ , adjusted  $R^2 = 0.48$ . De variabelen worden weergegeven in volgorde van inbreng.

	Beta	Std fout	B	St. fout	t(39)	p-waarde
Intercept			0.184	0.044	4.14	< 0.001
PC2	0.71	0.12	0.061	0.011	5.81	< 0.001

Binnen trajecten van dezelfde breedterange (2-8 meter) komen er dus meer kwabalen voor naarmate er meer holle oevers en meer wortels aanwezig zijn.

#### Besluiten:

- op basis van de PCA en regressieanalyse voor de onderzochte trajecten in het stroomgebied van de rivier "La Bar", kunnen we besluiten dat binnen trajecten van dezelfde breedterange (2-8 meter) er meer kwabalen voorkomen naarmate er meer holle oevers en meer wortels aanwezig zijn
- op basis van de regressieanalyse met een beperkt aantal onafhankelijke variabelen kunnen we eveneens besluiten dat er meer kwabalen voorkomen naarmate er meer holle oevers aanwezig zijn.

## 5.4 *Microhabitatgebruik*

### *Doelstelling:*

Binnen de range aan geschikt habitat voor een bepaalde soort, zal er steeds een bepaalde voorkeur zijn voor voor een bepaald habitat binnen deze range. Vissen zullen binnen bepaalde grenzen ook wel marginale habitats gebruiken indien de beschikbaarheid aan gunstiger habitat beperkt is. De doelstelling van deze studie is te onderzoeken welke de voorkeuren zijn van de kwabaal voor de aanwezige habitatstructuren en micro-condities in een waterloop met geschikt habitat voor de soort.

### *Materiaal en methode:*

De voorkeur van de kwabaal voor aanwezige habitatstructuren en micro-condities in de waterloop werd bestudeerd door middel van puntbevissingen in hetzelfde studiegebied en op dezelfde locaties als waar het macrohabitatonderzoek werd uitgevoerd.

Bij het bemonsteren van de trajecten ten behoeve van de macrohabitat-studie, werden (met uitzondering van “La Neuville-à-Maire”) op elk traject tevens gegevens voor de microhabitat-studie opgemeten (tabel 5.12). Hierbij werden per locatie steeds minstens 2x50 meter opgemeten. Iets meer dan de helft van de gegevens werd gebruikt om het model op te stellen, de andere helft van de gegevens werd dan gebruikt om het model te verifiëren en te calibreren (verhouding aantal cellen gebruikt voor opstellen model t.o.v. aantal cellen gebruikt voor verificatie en calibratie: = 4/3). De trajecten waarmee het model werd opgesteld grensden nooit aan elkaar; er werd steeds een traject van tussen gelaten dat dan werd gebruikt om het model te calibreren. Op die manier worden ruimtelijke correlaties zoveel mogelijk vermeden.

Bij alle bevissingen werd elke vangstplaats gemerkt met een vlagje (fig. 5.6a), en werd na de bevissingen het totale habitataanbod, aan de hand van transecten, die loodrecht op de oever van de waterloop staan, opgemeten over de lengte van het beviste traject (fig 5.6b). De afstand tussen twee opeenvolgende transecten bedroeg 3.33 m (10/3 m), en de volledige lengte van het bestudeerde traject werd van dergelijke transecten voorzien. Afhankelijk van de breedte van de rivier werden er in elk transect 3 of 5 meetpunten in de breedte van de waterloop uitgezet (twee in de oevers, en één in het midden bij drie meetpunten, en nog twee daartussen bij vijf meetpunten) (fig. 5.5).

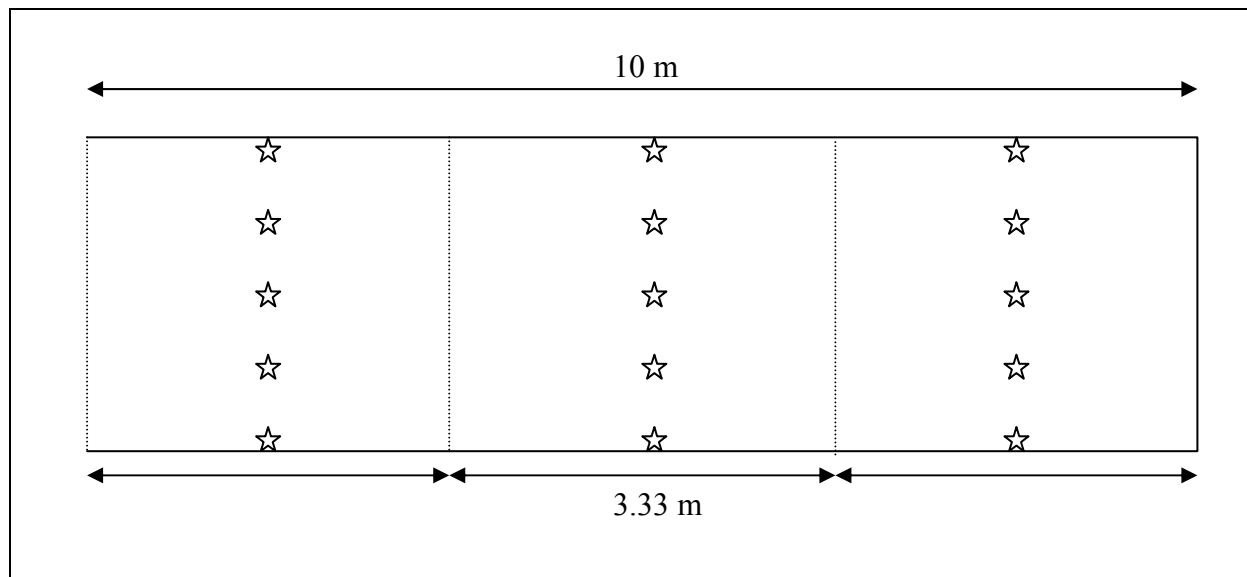
Op al de meetpunten werden volgende variabelen gemeten:

- rivierkanaalpositie (volgnr.): is het meetpunt gelegen in de oeverzone of in de centrale zone van het rivierkanaal;

- de stroomsnelheid op 10 cm boven het substraat ( $V_{\text{bodem}}$ ) werd met behulp van een Marsh-McBirney FloMate, model 2000, tot op 1cm/s nauwkeurig gemeten. De elektromagnetische sensor van de stroomsnelheidsmeter is bevestigd op een ijzeren peilstok waarop meteen de diepte (tot op 1 cm nauwkeurig) werd afgelezen;
- substraattypen (substraat): dit werd opgemeten in 5 klassen, namelijk klei, zand, grind, stenen en blokken. Het substraattypen werd bepaald op basis van visuele waarneming en al of niet wegzakken (contact);
- holle oever (oever): de aanwezigheid van een holle oever (minimumdiepte 15 cm, minimumbreedte 25 cm) werd eveneens genoteerd;
- aanwezigheid van hout 3-10 cm (hout klein): de aanwezigheid van takken en twijgen tussen de 3 en de 10 cm werd genoteerd; dunnere takjes werden niet genoteerd omdat deze weinig bijdragen tot de habitatstructuur;
- aanwezigheid van hout > 10 cm (hout groot): de aanwezigheid van grotere takken werd eveneens genoteerd;
- aanwezigheid van vegetatie; hierbij werd onderscheid gemaakt tussen algen, macrofyten, moerasvegetatie, inhangende vegetatie en overhangende vegetatie (cover). Algen (alg) en macrofyten (macrofyt) zijn steeds volledig ondergedompeld in de waterkolom; moerasvegetatie (moeras) is dan de vegetatie die onder water wortelt, maar waarvan de stengel boven water uitsteekt. Inhangende vegetatie (inhangend) is dan die vegetatie die op de oever wortelt, maar die over een minimumbreedte van 25 cm in het water hangt. Overhangende vegetatie (overhangend) is de vegetatie die op de oever wortelt, en over een minimumbreedte van 25 cm en op een afstand van maximaal 50 cm over het water hangt.
- aanwezigheid van wortels (wortel): onder wortels verstaan we de wortels van oevervegetatie die doorheen de oever groeien of die door uitspoelen van de oever bloot komen te liggen
- oeververdediging (verdediging): het al of niet voorkomen van oeververdediging.

**Tabel 5.11:** Aantal meetpunten in de breedte van de rivier in functie van de breedte. Op deze manier werden nooit cellen verkregen kleiner dan 1 m breedte; in de praktijk werden overigens nooit waterlopen kleiner dan 2 m breedte bevestigd. Wat wel voorkwam was dat binnen één traject (met wisselende rivierbreedtes) moest worden afgewisseld tussen 5 meetpunten en 3 meetpunten in de breedte.

breedte rivier	aantal meetpunten	breedte van elke cel	aantal cellen/50 m lengte
10 – 5 meter	5	2 – 1 m	15 x 5 = 75
5 – 3 meter	3	1.67 – 1 m	15 x 3 = 45
3 – 2 meter	2	1.5 – 1 m	15 x 2 = 30
2 – 1 meter	1	2 – 1 m	15 x 1 = 15
< 1 m	1	< 1 m	15 x 1 = 15



**Fig. 5.5:** Gebruikt raster voor microhabitatsopmetingen. De stippellijnen stellen de transecten voor (3 transecten per 10 meter), de meetpunten worden door de sterretjes voorgesteld. In dit voorbeeld zijn er 5 meetpunten, op smallere riviertrajecten werden er drie opgemeten.

**Tabel 5.12:** overzicht van de locaties die werden bevestigd voor het onderzoek naar habitatgebruik van de kwabaal op micro-schaal. In de tabel wordt aangegeven tot welk type rivier de locatie behoort, de datum waarop de locatie werd bevestigd, het aantal trajecten van 50 meter dat werd bevestigd, en hoeveel trajecten er werden gebruikt voor het opstellen van het microhabitatmodel, en hoeveel er werden gebruikt voor het calibreren van het model. De locaties werden in volgorde van stroomop naar stroomaf genoteerd.

Plaats	Type rivier	datum	Aantal trajecten van 50 m	Gebruikt aantal trajecten	
				Opstellen model	Calibreren model
Authe 1	bovenloop	3/6/03	6	3	3
Authe 2	bovenloop	6/6/03	2	1	1
Boult-aux-bois	bovenloop	5/6/03	4	2	2
Germont	bovenloop	6/6/03	2	1	1
Les Petites Armoises1	bovenloop	5/6/03	2	1	1
Les Petites Armoises2	kanaal in verbinding met bovenloop	5/6/03	2	1	1
Tannay	middenloop	17/6/03	2	1	1
Tannay	middenloop	17/6/03	2	1	1
Sauville	middenloop	19/09/02	14	10	4
Ferme-à-Bar	middenloop	25/07/03	2	1	1
Chémery-Sur-Bar	benedenloop	28/07/03	2	1	1
Villers-Sur-Bar	benedenloop	28/07/03	2	1	1
TOTAAL			42	24	18



**Fig. 5.6a:** Tijdens de elektrische bevissing van het traject werden alle vangstplaatsen gemerkt met een vlagje met nummer; elke vangstplaats kreeg daarnaast zijn eigen code waarin de transectnummer en meetpunt werden opgenomen.



**Fig. 5.6b:** Na de elektrische bevissing werd het habitataanbod van het ganze traject opgemeten.

Het uitgevoerde microhabitatonderzoek laat ons toe om habitatsgeschiktheidsmodellen op te stellen die dan kunnen worden toegepast om de habitatsgeschiktheid van Vlaamse waterlopen te evalueren. Het opstellen van een dergelijk model zal gebeuren volgens de IFIM-methodologie (Instream flow incremental methodology), beschreven in BOVEE (1982). Hiervoor zal gebruik worden gemaakt van een WUA-model (weighted usable area), dat de geschiktheid van een habitat uitdrukt in een oppervlakte-eenheid. Uit de verzamelde bevissingsgegevens kunnen we ook informatie over de populatieopbouw vinden: ze laten ons toe een lengte-frequentiedistributie op te stellen, en de conditiefactor (K-factor) te berekenen (§ 5.7).

Bij het elektrisch vissen zal de vis niet altijd op zijn oorspronkelijke positie worden gevangen ten gevolge van galvanotaxis. Bovendien kan in snelstromende waterlopen een verdoofde vis een eind verplaatst worden door de stroming. Bij het gebruik van gegevens bekomen door elektrische visvangst moet hier dus steeds rekening mee worden gehouden.

#### *Verwerking van de gegevens:*

Voor de continuë variabelen (in deze studie zijn dit de diepte,  $V_{opp}$  en  $V_{bodem}$ ), worden in de IFIM-methodologie gewoonlijk gebruikshistogrammen opgesteld met behulp van een indeling in grootteklassen. Deze werden voor de diepte (per 10 cm) en stroomsnelheid (per 10 cm/s) opgesteld. Vervolgens werden voor de diepte en de stroomsnelheid preferentiecurves opgesteld. De term “preferentie” refereert naar een keuze en staat dan ook in verband met zowel het gebruik dat een soort maakt van een bepaalde habitatvariabele als met het aanbod van die variabele. De preferentie- of geschiktheidscoëfficiënt wordt als volgt berekend:

$GI_i = (GB_i / GB_t) / (A_i / A_t)$  , waarbij:

- $GI_i$  = voorkeur van een soort voor de waarde  $i$  van variabele  $x$  (= GeschiktheidsIndex)
- $GB_i$  = aantal vissen verbonden met waarde  $i$  van variabele  $x$  (= GeBruik)
- $GB_t$  = totaal aantal vissen
- $A_i$  = aantal metingen van variabele  $x$  die waarde  $i$  hebben (= Aanbod)
- $A_t$  = totaal aantal metingen voor variabele  $x$

De geschiktheidscoëfficiënten (GI) werden vervolgens gestandaardiseerd door ze te delen door de maximumwaarde van de verdeling. De genormaliseerde habitatgeschiktheidsindex (HGI) heeft aldus steeds een waarde tussen 0 en 1. Op die manier worden curves bekomen die eenvoudig vergelijkbaar zijn tussen verschillende waterlopen of soorten.

Voor de discontinuë gegevens (substraat, rivierkanaalgebruik, holle oever, hout groot, hout klein, macrofyt, inhangende vegetatie, overhangende vegetatie, wortels) werd per variabele een  $X^2$ -test uitgevoerd om na te gaan of de variabele wel of niet werd uitgeselecteerd door kwabaal. Dit gebeurde door per variabele de verwachte met de werkelijk aangetroffen

aantallen te vergelijken. De werkelijk aangetroffen aantallen worden weergegeven in gebruiksfrequenties; de verwachte aantallen zijn de aantallen berekend op basis van het habitataanbod.

Een voorbeeld: voor de variabele “holle oever” hebben we 23 vissen in aanwezigheid van een holle oever en 43 vissen bij afwezigheid van dit kenmerk (totaal 66 vissen). Op basis van het aanbod (52 cellen hadden een holle oever; 1424 cellen hadden geen holle oever, totaal 1476 waarnemingen), zouden we echter verwachten dat er (indien de vissen zich gelijkmatig, zonder enige voorkeur, over de twee habitattypes zouden verspreiden) zich  $66 \cdot 52 / 1476 = 2,3$  vissen zouden ophouden in cellen met holle oever, en  $66 \cdot 1424 / 1476 = 63,7$  vissen in cellen zonder holle oever. Een  $\chi^2$ -test wijst uit dat er zich beduidend meer vissen ophouden in cellen met holle oever dan verwacht op basis van het aanbod, m.a.w. dat de kwabaal een sterke voorkeur heeft voor holle oevers ( $\chi^2 = 14,006$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ). Hierbij dient nog worden opgemerkt dat de analyse van het kenmerk “holle oever” enkel gebeurde op cellen die betrekking hadden tot de oever (in het midden of in de cellen tussen de oever en het midden heb je uiteraard geen holle oever, dus die cellen werden in deze analyse niet opgenomen).

#### *Resultaten:*

De verwachtte en de werkelijk aangetroffen aantallen kwabalen, op basis van het aanbod van de verschillende habitatvariabelen, werden voor elke discontinuë habitatvariabele geanalyseerd met een  $\chi^2$ -test, waarvan het resultaat wordt weergegeven in figuur 5.7. Voor de continuë habitatvariabelen (diepte en stroomsnelheid) werd met behulp van een Mann-Whitney U-test (niet-parametrische test, waarbij de varianties mogen verschillen) nagegaan of het aanbod verschilde van het gebruik (tabel 5.13); aanbods-, gebruiks- en preferentiecurves voor diepte en stroomsnelheid worden in figuur 5.8 gegeven.

**Tabel 5.13:** Vergelijking van het aanbod en het gebruik voor resp. diepte en stroomsnelheid, met behulp van een Mann-Whitney U-test. ns: niet significant.

	Diepte (cm)		Stroomsnelheid (cm/s)	
	Aanbod	Gebruik	Aanbod	Gebruik
Gemiddelde	43.37	40.94	10.38	14.25
Standaarddeviatie	25.05	16.34	5.13	7.25
Aantal waarnemingen	1472	73	1472	73
P-waarde	ns		ns	



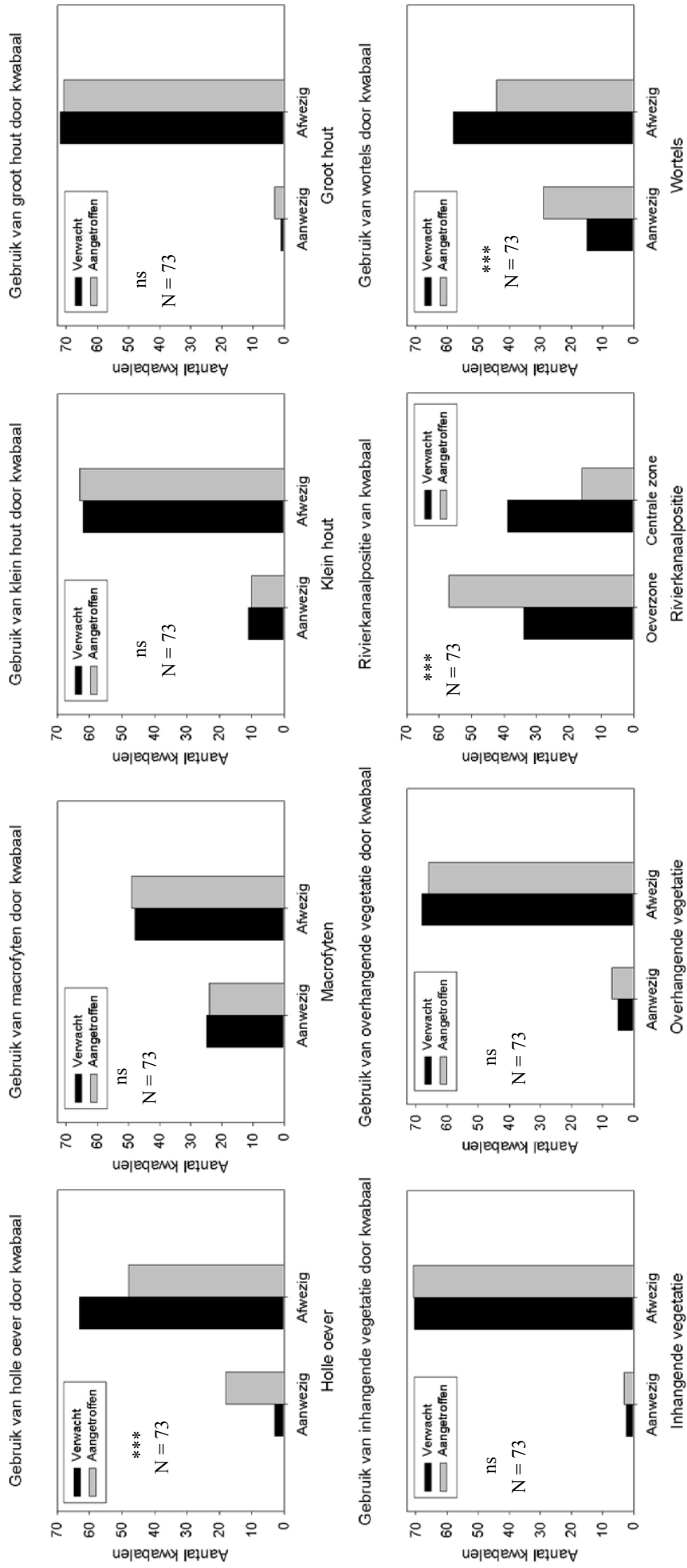
Hieruit blijkt dat de kwabaal geen uitgesproken voorkeur heeft voor bepaalde diepte- of stroomsnelheidsklassen; het gebruik van diepte en stroomsnelheid door kwabaal wordt vermoedelijk grotendeels bepaald door het aanbod aan deze habitatvariabelen.

*Besluiten:*

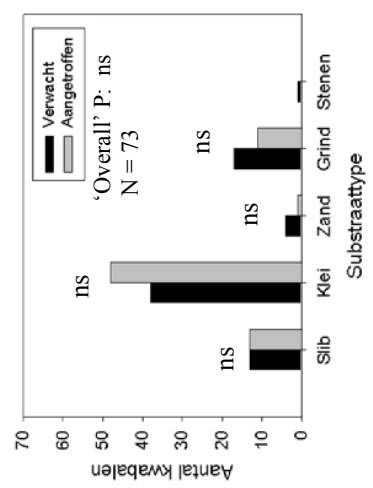
- Op basis van de analyse van de microhabitatgegevens kunnen we besluiten dat de kwabaal (binnen de opgemeten range) geen voorkeur heeft voor een bepaalde diepte- of stroom-snelheidsklasse; verder kunnen we besluiten dat er geen duidelijke voorkeur is voor een bepaald substraattypen (hard of zacht), maar dat er wel een duidelijke voorkeur bestond voor holle oevers en aanwezigheid van wortels, en dat kwabaal zich voornamelijk in de oeverzone ophoudt.

*Globale bespreking habitatonderzoek:*

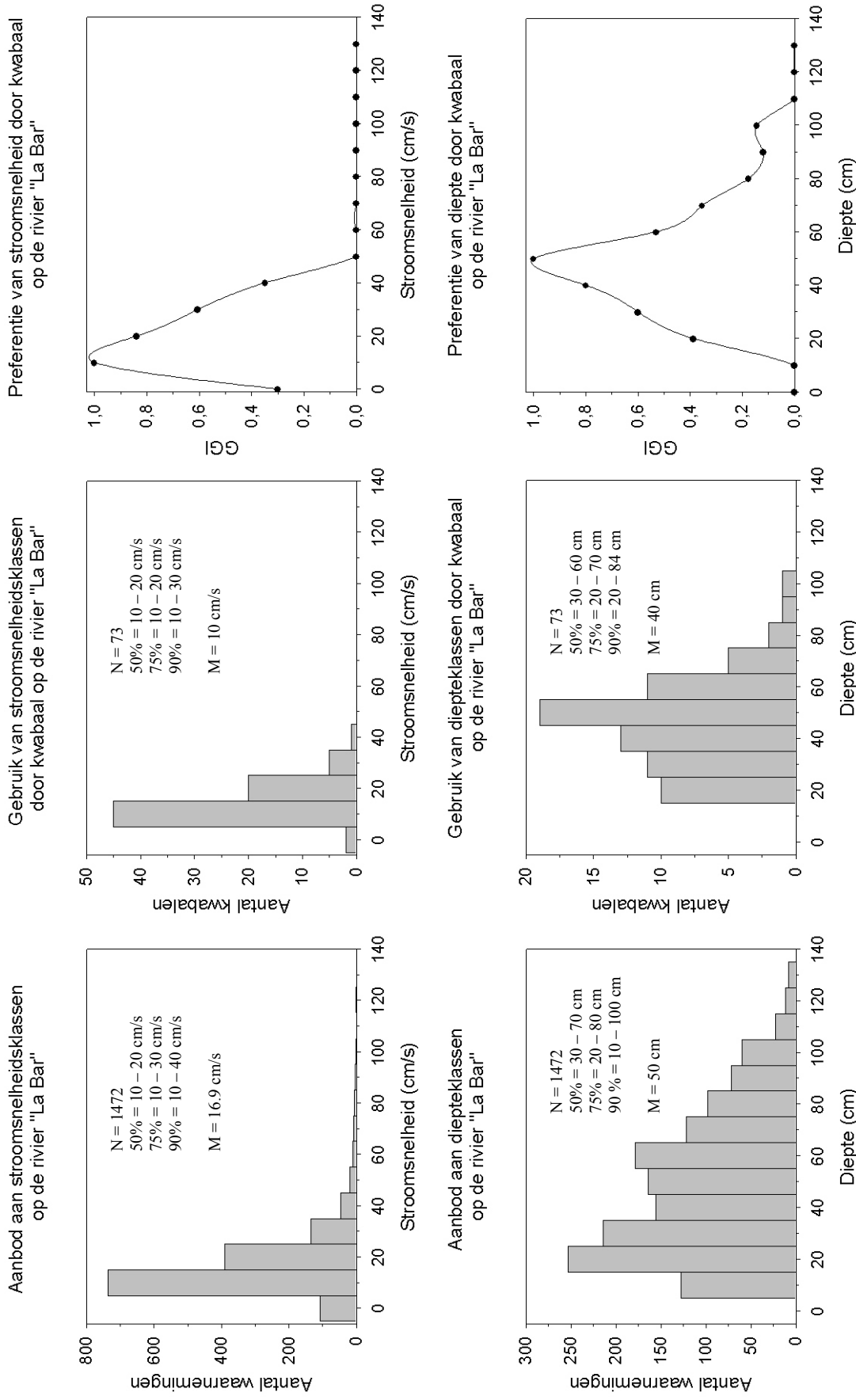
Uit zowel het micro- als het macrohabitatonderzoek komen ongeveer dezelfde (kwalitatieve) resultaten naar voor: de kwabaal vertoont geen specifieke voorkeur voor diepte en stroomsnelheid (microhabitatonderzoek), en dit blijkt ook in het macrohabitatonderzoek: de verspreiding van kwabaal binnen het riviersysteem wordt niet door diepte of stroomsnelheid bepaald (binnen de range van opgemeten waarden). Uit het microhabitatonderzoek blijkt bovendien dat we (weliswaar met een eerder beperkte voorspellende waarde) het aantal kwabalen dat op een traject kan voorkomen kunnen inschatten door op dit traject de holtes in de oever op te meten op dezelfde manier als tijdens het habitatonderzoek. Uit het macroonderzoek blijkt duidelijk dat een groot aantal opgemeten variabelen met elkaar in verband staan; de meeste variabelen die de verspreiding van de kwabaal beïnvloeden waren in meer of mindere mate gecorreleerd met holle oevers. Uit de aanvullende analyse die werd uitgevoerd voor de 50 meter-trajecten zonder de benedenstroomse trajecten, bleek eveneens dat holle oevers (en het aanbod aan wortels) bepalend was voor het voorkomen van kwabalen binnen trajecten van eenzelfde breedte. Door holle oevers op te meten, wordt er meteen dus ook rekening gehouden met de andere variabelen die een invloed hebben op de verspreiding van de kwabaal.



Gebruik van substraat door kwabaal



**Figuur 5.7:** Gebruik van verschillende micro-habitatkenmerken door kwabaal. Aangetroffen aantallen zijn de werkelijk aangetroffen aantallen bij resp. aan- of afwezigheid van het bewuste kenmerk; verwachte aantallen zijn de aantallen kwabalen verwacht op basis van het aanbod aan dat kenmerk. De verwachte waarden (zwarte balkjes) geven dus tevens per kenmerk de verhouding weer van het aantal cellen waarin het kenmerk aanwezig is en het aantal cellen waarin het kenmerk afwezig is. P-waardes werden gecorrigeerd met sequentiële Bonferroni-correctie; ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ ; N = aantal kwabalen (waarnemingen) voor de  $\chi^2$ -test. Voor substraattype 'stenen' kon geen test worden uitgevoerd wegens te weinig waarnemingen (waargenomen N = 0; verwachte N = 1).



**Figuur 5.8:** aanbods-, gebruiks-, en preferentiecuren van kwabaal voor stroomsnelheid (boven) en voor diepte (onder). Stroomsnelheid wordt weergegeven in klassen van 10 cm/s; diepte in klassen van 10 cm. In de curves voor aanbod en gebruik worden de 50%, 75% en 90% resp. aanbods- en gebruiksamplitudes en de mediaan (M) weergegeven.

## 5.5 Opstellen en testen van habitatgeschiktheidsmodellen

### *Doelstelling:*

Het doel van dit luik van de habitatstudie bestaat erin een habitatgeschiktheidsmodel op te stellen voor de kwabaal, dat kan worden toegepast om de habitatgeschiktheid van Vlaamse waterlopen voor een herintroductie van de soort te evalueren.

### *Materiaal en methode:*

Het habitatgeschiktheidsmodel werd opgesteld volgens de IFIM-methodologie, beschreven in BOVEE (1982). Hiervoor werd gebruik gemaakt van een WUA-model, dat de geschiktheid van een habitat uitdrukt in een oppervlakte-eenheid. De gegevens die voor het opstellen van dit model werden gebruikt, zijn afkomstig uit de studie naar microhabitatgebruik uit § 5.4.

Microhabitat-preferentiemodellen volgens de IFIM-methodologie zijn gebaseerd op drie assumpties:

- het microhabitat dat gebruikt wordt door de vissen wordt verondersteld het geprefereerde microhabitat te zijn, er wordt dus aangenomen dat de vissen niet verplaatst zijn (weggevlucht) vanuit hun oorspronkelijke positie;
- er wordt verondersteld dat de vissen steeds het optimale microhabitat selecteren voor hun groei en overleving;
- er wordt vanuit gegaan dat de voorkeur voor een bepaald microhabitat karakteristiek is voor een bepaalde soort, wat o.a. betekent dat deze voorkeuren kunnen worden doorgetrokken naar andere waterlopen met een vergelijkbaar habitataanbod

### *Verwerking van de gegevens:*

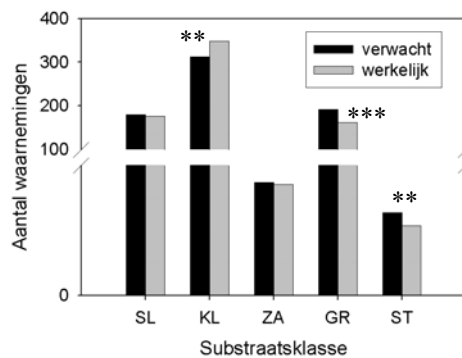
De eerste stap in het opstellen van een habitatgeschiktheidsmodel op basis van de verzamelde microhabitatgegevens bestond uit het nagaan van correlaties tussen de continuë variabelen en van mogelijke associaties tussen de discontinuë variabelen. Op basis van deze correlaties en van de resultaten uit § 5.4 werden vervolgens de variabelen geselecteerd waarmee de microhabitatmodellering werd uitgevoerd.

Uit de correlatiematrix van de continuë kenmerken bleek dat de diepte niet gecorreleerd is met de stroomsnelheid ( $R = 0.031$ ;  $P > 0.05$ ). De associaties tussen de discontinuë variabelen werden twee aan twee nagegaan met behulp van contingentietabellen ( $\chi^2$ -test) (tabel 5.14).

**Tabel 5.14:** associaties tussen de verschillende discontinuë variabelen van de micro-habitatstudie. Significantieniveau na sequentiële Bonferroni-correctie = ns: niet significant; \*: P<0.05 ; \*\*: P<0.01 ; \*\*\*: P<0.001

	Holle oever	Hout klein	Hout groot	Macrofyt	Inhangend	Wortels
<b>Substraat</b>	$\chi^2 = 2.5$ df = 4 ns	$\chi^2 = 3.5$ df = 4 ns	$\chi^2 = 9.4$ df = 4 ns	$\chi^2 = 17.0$ df = 4 ***	$\chi^2 = 7.8$ df = 4 ns	$\chi^2 = 4.1$ df = 4 ns
<b>Holle oever</b>	---	$\chi^2 = 1.1$ df = 1 ns	$\chi^2 = 3.8$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.1$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.9$ df = 1 ns	$\chi^2 = 12.0$ df = 1 ***
<b>Hout klein</b>		---	$\chi^2 = 145$ df = 1 ***	$\chi^2 = 3.7$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.6$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.6$ df = 1 ns
<b>Hout groot</b>			---	$\chi^2 = 1.0$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.7$ df = 1 ns	$\chi^2 = 0.8$ df = 1 ns
<b>Macrofyt</b>				---	$\chi^2 = 0.7$ df = 1 ns	$\chi^2 = 2.3$ df = 1 ns
<b>Inhangend</b>					---	$\chi^2 = 0.03$ df = 1 ns
<b>Wortels</b>						---

Hieruit blijkt dat het voorkomen van macrofyten geassocieerd is met bepaalde substraattypen, hetgeen ook logisch is. Zoals te verwachten viel, komen er minder macrofyten voor op harder substraat (grind en stenen; figuur 5.9). Enerzijds lijkt het logisch dat er meer planten voorkomen op zachtere bodems, waarin ze kunnen wortelen; anderzijds zal er op plaatsen waar veel planten groeien meer sedimentatie van fijne partikels voorkomen waardoor het substraat overwegend uit zacht substraat zal bestaan. Wortels en holle oever zijn met elkaar geassocieerd; waar veel holle oevers voorkomen, komen ook veel wortels voor, komen er weinig holle oevers voor, dan zijn er ook weinig wortels (en vice versa). Ook dit lijkt logisch; op plaatsen waar veel wortels in de oever aanwezig zijn, zal een holte in de oever minder gemakkelijk afkalven en dus langer stand houden, waardoor op die trajecten met veel wortels ook meer holle oevers kunnen voorkomen. Het voorkomen van klein hout is geassocieerd met het voorkomen van groot hout.



**Figuur 5.9:** verwachte en werkelijke aantal macrofyten per substraatsklasse. Significante verschillen worden aangegeven in de figuur (\*\*\*:  $P < 0.001$ ). Op harder substraat (grind, stenen) komen minder macrofyten voor; op klei komen meer macrofyten voor.

Op basis van figuur 5.7 komen volgende variabelen in aanmerking om het model op te bouwen: Holle oever, Rivierkanaalpositie, en Wortels. Deze drie variabelen zijn allen min of meer geassocieerd: wortels zijn geassocieerd met holle oever (zie boven), en uiteraard tref je enkel holle oevers aan in de oeverzone van de rivier. Hoewel kwabalen duidelijk een voorkeur hebben voor de oeverzone, en meer bepaald voor oevers met holtes (en wortels), komen er toch ook kwabalen in de centrale zone van de waterloop voor. Om die reden moeten ook die cellen gelegen in de centrale zone een zekere habitatgeschiktheidswaarde krijgen. Voor de verdere modellering werd geopteerd om het habitatkenmerk 'holle oever' te gebruiken, vermits dit kenmerk het sterkst blijkt te worden uitgeselecteerd door de kwabaal; de verhouding gebruik/aanbod, bepaald op de ganse dataset (dus waarin ook de cellen uit de centrale zone zijn opgenomen) blijkt voor 'holle oever' (7,9) groter dan voor 'wortels' (7,2). Een bijkomend voordeel van dit kenmerk is dat het eenvoudiger op te meten is bij de evaluatie van andere waterlopen.

Uiteindelijk blijken er dus meer kwabalen voor te komen in de oeverzone dan in de centrale zone, en kan er in de oeverzone nog onderscheid worden gemaakt tussen oeverzone met holtes, en oeverzones zonder holtes. Oeverzones met holtes krijgen de hoogste geschiktheidsindex (HGI), namelijk 1, oeverzones zonder holtes krijgen een HGI toegekend als volgt:

$HGI_i = (GB_i / GB_t) / (A_i / A_t)$  , waarbij:

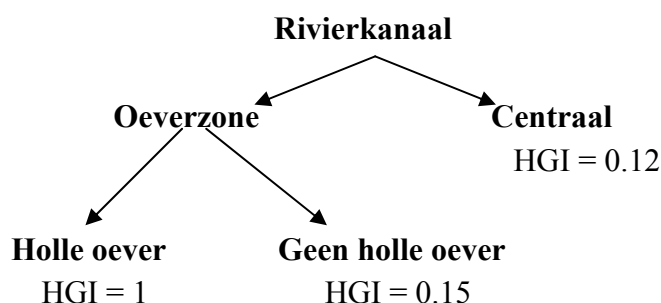
- $HGI_i$  = voorkeur van een soort voor de waarde  $i$  van variabele  $x$  (= Habitat GeschiktheidsIndex)
- $GB_i$  = aantal vissen verbonden met waarde  $i$  van variabele  $x$  (= Gebruik)
- $GB_t$  = totaal aantal vissen
- $A_i$  = aantal metingen van variabele  $x$  die waarde  $i$  hebben (= Aanbod)
- $A_t$  = totaal aantal metingen voor variabele  $x$

Dezelfde formule werd ook gebruikt om de HGI te berekenen voor cellen die in de centrale gedeelten van de waterloop liggen (rivierkanaalpositie). Volgens de klassieke benadering volgens BOVEE (1986), krijgt de oeverzone ook een HGI-waarde, namelijk 1 (tabel 5.15).

**Tabel 5.15:** Toekenning van HGI-scores aan de discontinuë habitatvariabelen volgens de klassieke benadering naar BOVEE (1986). De HGI-waarde voor holle oever werd berekend op basis van die cellen gelegen in de oeverzone.

Kenmerk	HGI	Tegengestelde kenmerk	HGI
Oeverzone	1	Centrale zone	0.12
Holle oever aanwezig	1	Holle oever afwezig	0.15

Omdat op deze manier in feite twee maal aan hetzelfde kenmerk een score wordt toegekend (bijvoorbeeld: we hebben een cel in het midden, dan krijgt die voor ‘rivierkanaalpositie’ een HGI van 0.12, waarin in feite al voor een stuk het ontbreken aan ‘holle oever’ zit verwerkt, vermits in de centrale zone geen holle oevers kunnen voorkomen, en dan krijgt deze cel voor het kenmerk ‘holle oever’ nog eens een score van 0.10), werden twee alternatieve manieren om HGI-scores toe te kennen eveneens onderzocht. De eerste methode wordt in volgend schema duidelijk gemaakt:



Het essentiële verschil met de klassieke methode is dat je op deze manier slechts éénmaal een HGI-waarde toekent aan een cel (die vanaf nu als  $HGI_{\text{oeverstructuur}}$  zal worden aangeduid), terwijl je met de klassieke methode twee HGI-waarden hebt die daarna met elkaar vermenigvuldigd worden.

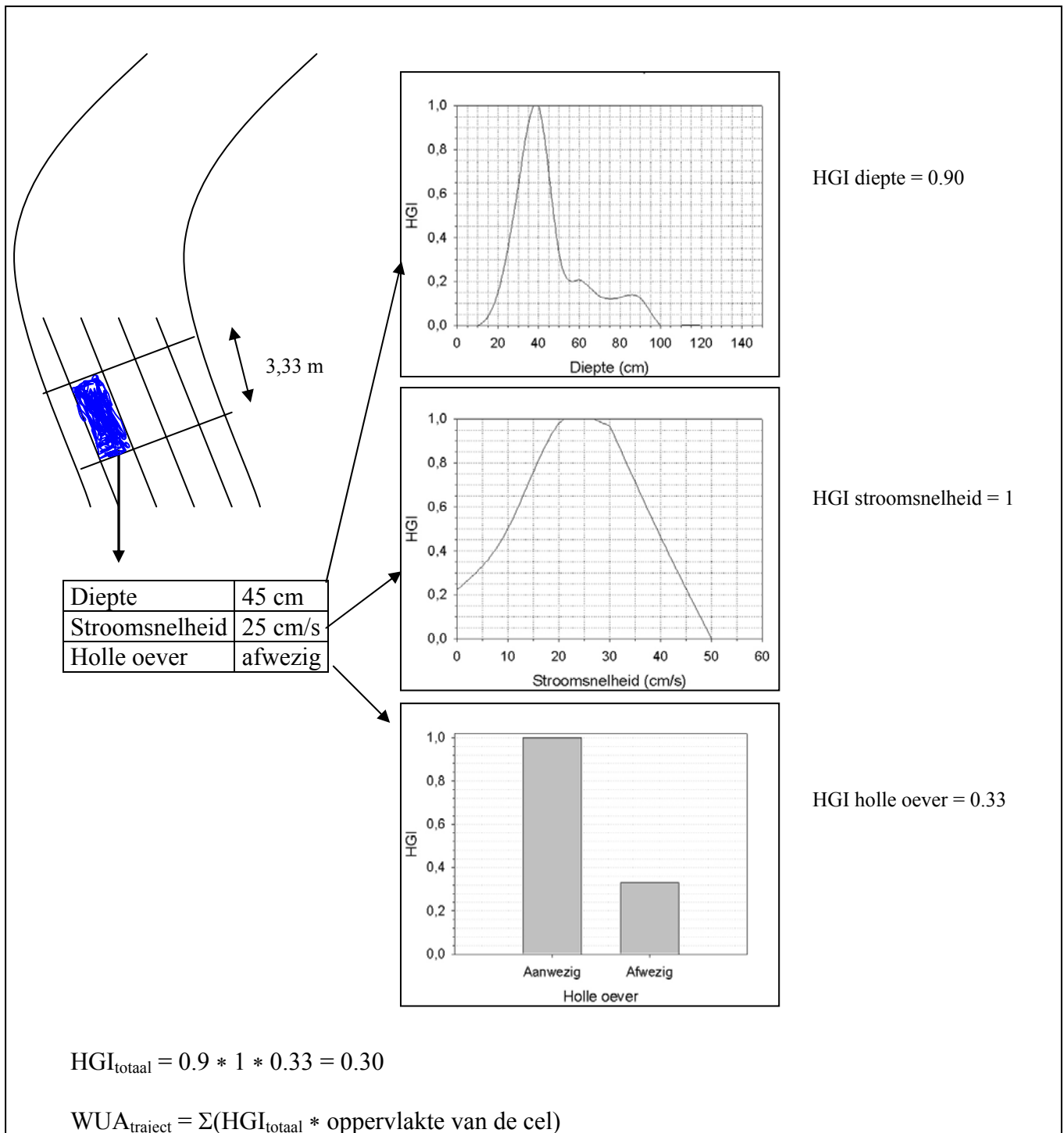
De tweede methode bestaat erin om de HGI-waarde voor ‘holle oever’ te berekenen op basis van de ganse dataset, waar dus ook die cellen in worden opgenomen die centraal gelegen zijn. In de HGI-waarde die op die manier bekomen wordt bij afwezigheid van ‘holle oever’, zit dan meteen ook de HGI-waarde voor ‘rivierkanaalpositie’ vervat. Op die manier wordt eveneens slechts éénmaal een HGI-waarde toegekend aan een cel (die vanaf nu als  $HGI_{\text{holle oever TOT}}$  zal worden aangeduid).

In veruit de meeste microhabitatstudies die volgens de IFIM-methodologie worden uitgevoerd, worden de diepte en de stroomsnelheid bovendien zonder meer in het model opgenomen, zonder voorafgaand te evalueren of er inderdaad beduidend meer vissen worden aangetroffen bij andere diepte- of snelheidsklassen dan men op basis van het aanbod zou kunnen verwachten. In deze studie bleek er voor beide habitatvariabelen geen significante

voorkeur te zijn, louter ter vergelijking werd er tevens een model opgesteld waarin diepte en stroomsnelheid werden opgenomen naast rivierkanaalpositie en wortels.

De werkwijze van een model gebaseerd op de Weighted Usable Area (WUA) methode wordt gedemonstreerd in figuur 5.10.





**Figuur 5.10:** Schematische voorstelling van de werking van het opgestelde habitatmodel, aan de hand van een fictief voorbeeld voor één bepaalde cel uit een bepaald traject. De diepte en de stroomsnelheid (tegen de bodem) worden in de cel opgemeten, en de aan- of afwezigheid van een holle oever in de nabijheid van de cel (binnen het traject) wordt genoteerd. Voor elke variabele wordt vervolgens de corresponderende GeschiktheidsIndex (HGI) toegekend aan de hand van de curves. Het product van deze HGI's is dan de totale HGI ( $HGI_{\text{totaal}}$ ) van de cel. Vervolgens wordt deze waarde vermenigvuldigd met de oppervlakte van de cel, wat resulteert in de "Weighted Usable Area" van deze cel ( $WUA$ ). De som van alle  $WUA$ 's van één welbepaald traject geeft dan de totale  $WUA$  van dit traject ( $WUA_{\text{traject}}$ ).

Voor het evalueren van de verschillende modellen (tabel 5.16) beschikken we over gegevens van 18 trajecten van 50 m. Voor elk traject kon dus (per model) één getal voor de WUA berekend worden.

**Tabel 5.16:** Overzicht van de vier microhabitatmodellen. Model 1 is gebaseerd op de gecombineerde HGI-score (schema pg. 52); model 2 is gebaseerd op de HGI voor holle oever, berekend op het totaal aanbod aan cellen (dus ook de cellen uit de centrale zone); en model 3 is een ‘klassiek’ model waarin enkel die variabelen zijn opgenomen waarvoor een duidelijke preferentie kon worden aangetoond; model 4 is het ‘full’ model volgens de klassieke benadering, waarin ook diepte en stroomsnelheid werden opgenomen.

Model	HGI <sub>tot</sub>
Model 1	= HGI <sub>oeverstructuur</sub>
Model 2	= HGI <sub>holle oever</sub> TOT
Model 3	= HGI <sub>rivierkanaal</sub> * HGI <sub>holle oever</sub>
Model 4	= HGI <sub>diepte</sub> * HGI <sub>stroomsnelheid</sub> * HGI <sub>rivierkanaal</sub> * HGI <sub>holle oever</sub>

In deze modellen worden ook cellen die slechts een marginaal habitat vormen voor de kwabaal meegeteld, terwijl het goed mogelijk is dat enkel die cellen met een bepaalde minimumkwaliteit bijdragen tot de draagkracht van het systeem. Op basis van deze bedenking werd een minimumgrens voor de HGI-index van een cel ingevoerd. Dit betekent dat alle cellen, die een totale HGI hebben die kleiner is dan deze minimumwaarde, een HGI van 0 krijgen toegewezen. In de verdere analyse hebben we deze grenswaarde laten variëren van 0 (oorspronkelijk model) tot 0.9 (enkel cellen met HGI > 0.9 dragen bij tot de draagkracht van het systeem), met stappen van 0,1. In volgende tabellen worden de correlaties tussen respectievelijk het aantal vissen per traject, het log getransformeerde aantal hiervan, het aantal vissen per cel per traject, het log getransformeerde aantal daarvan, en de berekende WUA's per traject, en dit voor de drie modellen en bij de verschillende grenswaarden.

#### Resultaten:

**Tabel 5.17:** correlaties tussen respectievelijk het aantal vissen en de WUA's bekomen volgens MODEL1, tussen het logaritmisch getransformeerde aantal vissen en dezelfde WUA's, en het aantal vissen (en het logaritmisch getransformeerde aantal) uitgedrukt in aantal vissen per cel, en dit bij verschillende grenswaarden. ns: niet significant; \*: P < 0.05; \*\*: P < 0.01; \*\*\*: P < 0.001. N = 18. Bij de correlaties per cel werden ook de WUA's per cel gebruikt.

grenswaarde	Model 1: HGI <sub>tot</sub> = HGI <sub>oeverstructuur</sub>									
	0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
# vissen	0.43 ns	0.43 ns	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **
Log(#vissen + 1)	0.38 ns	0.38 ns	0.60 **	0.60 **	0.60 **	0.60 **	0.60 **	0.60 **	0.60 **	0.60 **
# vissen per cel	0.66 **	0.68 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **	0.66 **
Log(# vissen +1) per cel	0.61 **	0.62 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **	0.61 **

**Tabel 5.18:** correlaties tussen respectievelijk het aantal vissen en de WUA's bekomen volgens MODEL2, tussen het logaritmisches getransformeerde aantal vissen en dezelfde WUA's, en het aantal vissen (en het logaritmisches getransformeerde aantal) uitgedrukt in aantal vissen per cel, en dit bij verschillende grenswaarden. ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ .  $N = 18$ . Bij de correlaties per cel werden ook de WUA's per cel gebruikt.

<b>Model 2: <math>HGI_{tot} = HGI_{holle\ oever\ TOT}</math></b>										
<b>Grenswaarde</b>	<b>0</b>	<b>0.1</b>	<b>0.2</b>	<b>0.3</b>	<b>0.4</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.8</b>	<b>0.9</b>
<b># vissen</b>	0.48	0.48	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>
	ns	ns	**	**	**	**	**	**	**	**
<b>Log(#vissen + 1)</b>	0.43	0.43	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>
	ns	ns	**	**	**	**	**	**	**	**
<b># vissen per cel</b>	<b>0.65</b>	<b>0.65</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>
	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**
<b>Log(# vissen +1) per cel</b>	<b>0.59</b>	<b>0.59</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>
	*	*	**	**	**	**	**	**	**	**

**Tabel 5.19:** correlaties tussen respectievelijk het aantal vissen en de WUA's bekomen volgens MODEL3, tussen het logaritmisches getransformeerde aantal vissen en dezelfde WUA's, en het aantal vissen (en het logaritmisches getransformeerde aantal) uitgedrukt in aantal vissen per cel, en dit bij verschillende grenswaarden. ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ .  $N = 18$ . Bij de correlaties per cel werden ook de WUA's per cel gebruikt.

<b>Model 3: <math>HGI_{tot} = HGI_{rivierkanaal} * HGI_{holle\ oever}</math></b>										
<b>Grenswaarde</b>	<b>0</b>	<b>0.1</b>	<b>0.2</b>	<b>0.3</b>	<b>0.4</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.8</b>	<b>0.9</b>
<b># vissen</b>	<b>0.65</b>	<b>0.68</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>
	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
<b>Log(#vissen + 1)</b>	<b>0.59</b>	<b>0.62</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>	<b>0.60</b>
	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**
<b># vissen per cel</b>	<b>0.75</b>	<b>0.76</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>
	***	***	**	**	**	**	**	**	**	**
<b>Log(# vissen +1) per cel</b>	<b>0.71</b>	<b>0.72</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>
	***	***	**	**	**	**	**	**	**	**

**Tabel 5.20:** correlaties tussen respectievelijk het aantal vissen en de WUA's bekomen volgens MODEL4, tussen het logaritmisches getransformeerde aantal vissen en dezelfde WUA's, en het aantal vissen (en het logaritmisches getransformeerde aantal) uitgedrukt in aantal vissen per cel, en dit bij verschillende grenswaarden. ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ .  $N = 18$ . Bij de correlaties per cel werden ook de WUA's per cel gebruikt.

<b>Model 4: <math>HGI_{tot} = HGI_{diepte} * HGI_{stroomsnelheid} * HGI_{holle\ oever} * HGI_{rivierkanaal}</math></b>										
<b>Grenswaarde</b>	<b>0</b>	<b>0.1</b>	<b>0.2</b>	<b>0.3</b>	<b>0.4</b>	<b>0.5</b>	<b>0.6</b>	<b>0.7</b>	<b>0.8</b>	<b>0.9</b>
<b># vissen</b>	<b>0.49</b>	<b>0.51</b>	<b>0.52</b>	<b>0.28</b>	<b>0.28</b>	<b>0.26</b>	<b>0.26</b>	<b>0.27</b>	<b>0.27</b>	<b>0.25</b>
	*	**	**	**	**	**	**	**	**	**
<b>Log(#vissen + 1)</b>	0.41	<b>0.53</b>	<b>0.46</b>	<b>0.26</b>	<b>0.26</b>	<b>0.25</b>	<b>0.26</b>	<b>0.26</b>	<b>0.26</b>	0.43
	ns	*	**	**	**	**	**	**	**	ns
<b># vissen per cel</b>	0.51	<b>0.53</b>	<b>0.51</b>	<b>0.38</b>	<b>0.31</b>	<b>0.33</b>	<b>0.31</b>	<b>0.31</b>	<b>0.31</b>	0.29
	ns	*	*	*	*	*	*	*	*	ns
<b>Log(# vissen +1) per cel</b>	0.51	0.51	<b>0.48</b>	<b>0.31</b>	<b>0.29</b>	<b>0.29</b>	<b>0.29</b>	<b>0.29</b>	<b>0.29</b>	0.23
	ns	ns	*	*	*	*	*	*	*	ns

Model 3 geeft de beste correlaties, in combinatie met de laagste P-waarden. Opvallend is dat model 2 en model 1 dezelfde resultaten geven als model 3 van zodra de ingestelde grenswaarde groter wordt dan 0,2. Bij een grenswaarde kleiner dan 0,2 geeft model 3 de beste correlaties; de twee andere modellen geven dan minder goede correlaties. Bij modellen 1 en 2 kreeg elke cel slechts éénmaal een HGI-waarde toegekend,  $HGI_{tot}$  is dus voor deze modellen gebaseerd op slechts één HGI-waarde per cel en niet op een vermenigvuldiging van twee HGI-waarden. Deze HGI was ofwel 1 ofwel 0.10 voor model 2, bij model 1 kon deze waarde 1, 0.12 of 0.15 zijn. Het is duidelijk dat dan bij het invoeren van eender welke grenswaarde groter dan 0.15, de HGI steeds dezelfde zal zijn: ofwel 0, voor de cellen die in de centrale zone liggen (of geen holle oever hebben), ofwel 1 voor die cellen die een holle oever hebben. Met andere woorden, bij modellen 1 en 2 heeft het invoeren van grenswaarden eigenlijk geen zin, dan kan men evengoed het voorkomen van holle oever (0 of 1) rechtstreeks als HGI-waarde invoeren zonder er eerst berekeningen op uit te voeren.

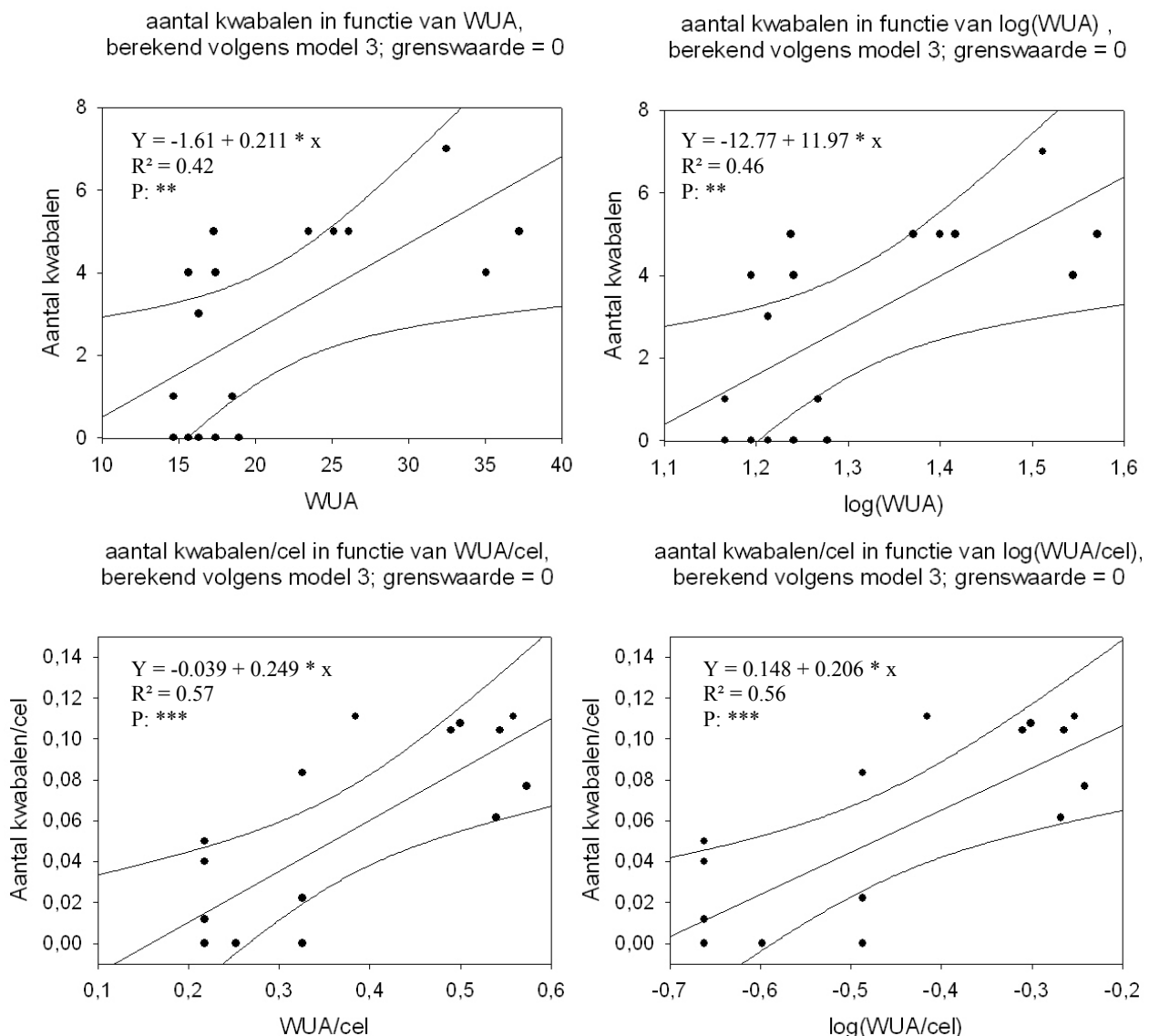
Bij model 3 komen volgende HGI-waarden voor: 1 (holle oever en in de oeverzone gelegen;  $=1*1$ ), 0.12 (geen holle oever en in de oeverzone gelegen  $= 0.12*1$ ), 0.15 (holle oever in de centrale zone gelegen, dit kan natuurlijk enkel in theorie, want in de praktijk kun je geen holle oever hebben in de centrale zone  $= 1 * 0.15$ ) en tenslotte 0.018 (geen holle oever en in de centrale zone  $= 0.15 * 0.12$ ).

Met andere woorden, model 3 verschilt enkel van model 2 doordat de cellen die centraal gelegen zijn (en geen holle oever bevatten) een veel lagere HGI toegekend krijgen bij model 3. Dit verschil verdwijnt natuurlijk zodra men grenswaarden begint in te voeren groter dan 0.1, en is op zijn grootst bij een grenswaarde van 0.1, om de eenvoudige reden dat dan bij model 3 alle centraal gelegen cellen een HGI van 0 toegekend krijgen, terwijl bij deze grenswaarde nog steeds een HGI van 0.10 mogelijk is voor model 1 en een HGI van 0.15 of 0.12 voor model 2. In feite komt de grenswaarde van 0.1 er op neer dat je bij model 3 drie verschillende HGI-waarden kunt aantreffen: 0 (centrale zone), 0.12 (oever zonder holte) en 1 (oever met holte). In de realiteit komen er natuurlijk ook kwabalen voor in de centrale zone; uit de gebruikte gegevensset blijkt dat er van de 73 kwabalen waarop het model is gebaseerd, er 7 zich in de centrale zone ophielden. Maar de centrale zone wordt duidelijk niet geprefereerd (figuur 5.7), er komen zelfs minder kwabalen in voor dan men zou verwachten op basis van het aanbod. Dus hoewel er kwabalen voorkomen in de centrale zone, is dit duidelijk een niet-geprefereerd habitat.

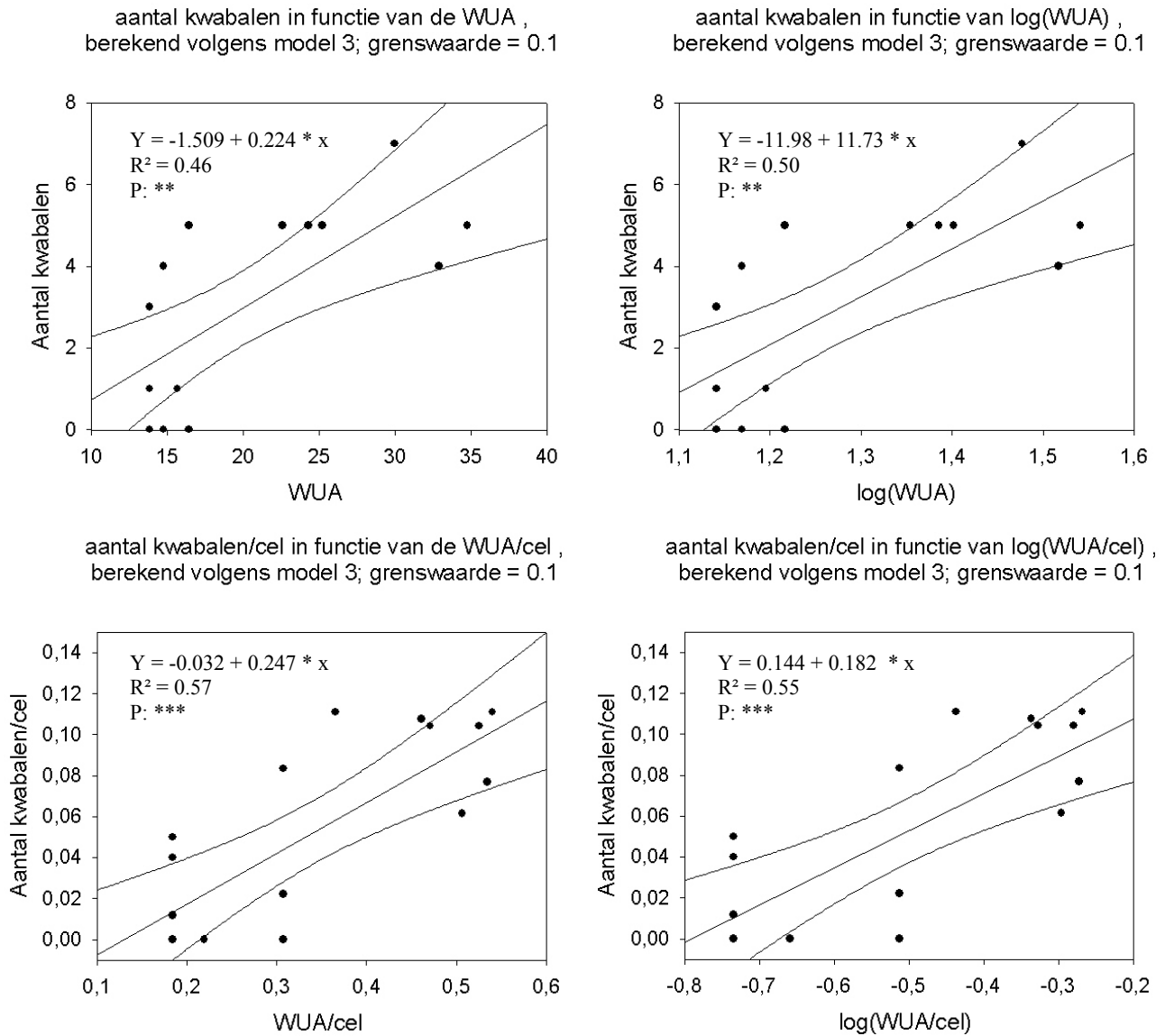
Een volgende opmerking die we kunnen maken bij deze methode van modelleren, is dat de correlaties meestal hoger zijn (en de P-waarden vaak lager worden) indien we het aantal vissen in een traject uitdrukken per cel, en de corresponderende WUA-waarde van dit traject eveneens uitdrukken in een gemiddelde waarde per cel. Dit komt doordat niet alle trajecten evenveel cellen hebben, het aantal cellen is afhankelijk van de breedte van het traject (zie tabel 5.11). Door de WUA-methodologie toe te passen, houden we wel rekening met de totale oppervlakte van het traject, maar houden we geen rekening met het aantal beviste cellen vermits deze methode er van uit gaat dat alle trajecten exact evenveel cellen bevatten. In de praktijk is dit, zeker als je zowel de boven-, midden-, als benedenloop bemonsterd, quasi nooit het geval. Dit is dan weer te wijten aan de vangstmethode, namelijk het elektrisch vissen. Het elektrische veld waarvan gebruik wordt gemaakt heeft een diameter ter grootte

van ongeveer een meter. In smallere riviertrajecten worden de cellen (bij een constant aantal cellen per traject) kleiner, zodat het elektrisch veld groter wordt dan de cel op zich, wat het nut van de fijnschalige habitatmetingen teniet doet en zelfs een grotere fout op de metingen kan veroorzaken doordat je ook vissen uit naburige cellen aantrekt. Om die reden varieert het aantal cellen per traject (in deze studie werd steeds ofwel 3 ofwel 5 cellen in de breedte van de rivier opgemeten naargelang de breedte; in sommige trajecten kwam het zelfs voor dat binnen één traject moest afgewisseld worden tussen deze aantallen).

In Figuur 5.11 worden de twee beste correlaties bekomen met model 3 en bij een grenswaarde van 0 grafisch voorgesteld; in figuur 5.12 worden de twee beste correlaties bekomen met model 3 en bij grenswaarde 0.1 weergegeven.



**Figuur 5.11:** grafische voorstelling van MODEL 3 ( $HGI_{\text{tot}} = HGI_{\text{rivierkanaal}} * HGI_{\text{holle oever}}$ ) bij grenswaarde 0. Boven links: verband tussen WUA en aantal kwabalen; boven rechts: verband tussen  $\log(WUA)$  en aantal kwabalen; onder links: verband tussen WUA/cel en aantal kwabalen/cel; onder rechts: verband tussen  $\log(WUA/cel)$  en aantal kwabalen/cel. Regressievergelijking, 95% confidentie-interval,  $R^2$ - en P-waarde van de lineaire regressie worden weergegeven bij elke curve. ns: niet significant; \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$ . Voor elke curve geldt:  $N = 17$ .



**Figuur 5.12:** grafische voorstelling van MODEL 3 ( $HGI_{tot} = HGI_{rivierkanaal} * HGI_{holle\ oever}$ ) bij grenswaarde 0.1 . Boven links: verband tussen WUA en aantal kwabalen; boven rechts: verband tussen log(WUA) en aantal kwabalen; onder links: verband tussen WUA/cel en aantal kwabalen/cel; onder rechts: verband tussen log(WUA/cel) en aantal kwabalen/cel. Regressievergelijking, 95% confidentie-interval, R<sup>2</sup>- en P-waarde van de lineaire regressie worden weergegeven bij elke curve. ns: niet significant; \*: P < 0.05; \*\*: P < 0.01 ; \*\*\*: P < 0.001. Voor elke curve geldt: N = 17.

**Tabel 5.21:** resultaat van de lineaire regressie-analyse voor model 3, bij een grenswaarde van 0.1.  $N = 17$ ;  $F_{(1,15)} = 12.778$ ;  $p < 0.01$ ,  $R = 0.678$ ,  $R^2 = 0.46$ ,  $\text{adjusted } R^2 = 0.42$ . Regressie uitgevoerd met de totale getallen, niet gecorrigeerd voor aantal cellen.

<b>Model 3: <math>HGI_{\text{tot}} = HGI_{\text{rivierkanaal}} * HGI_{\text{holle oever}}</math> (grenswaarde: 0.1)</b>						
<b>(y: vis)</b>	<b>Beta</b>	<b>Std fout</b>	<b>B</b>	<b>St. fout</b>	<b>t(15)</b>	<b>p-waarde</b>
Intercept			-1.5092	1.3052	-1.16	ns
WUA	0.678	0.189	0.2244	0.0628	3.57	< 0.01

**Tabel 5.22:** resultaat van de lineaire regressie-analyse voor model 3, bij een grenswaarde van 0.1.  $N = 17$ ;  $F_{(1,15)} = 14.999$ ;  $p < 0.01$ ,  $R = 0.707$ ,  $R^2 = 0.50$ ,  $\text{adjusted } R^2 = 0.47$ . Regressie uitgevoerd met de totale getallen, niet gecorrigeerd voor aantal cellen en voor de log getransformeerde WUA-waarde.

<b>Model 3: <math>HGI_{\text{tot}} = HGI_{\text{rivierkanaal}} * HGI_{\text{holle oever}}</math> (grenswaarde: 0.1)</b>						
<b>(y: vis)</b>	<b>Beta</b>	<b>Std fout</b>	<b>B</b>	<b>St. fout</b>	<b>t(15)</b>	<b>p-waarde</b>
Intercept			-11.98	3.86	-3.10	< 0.01
Log(WUA)	0.707	0.183	11.728	3.028	3.87	< 0.01

**Tabel 5.23:** resultaat van de lineaire regressie-analyse voor model 3, bij een grenswaarde van 0.1.  $N = 17$ ;  $F_{(1,15)} = 20.070$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.757$ ,  $R^2 = 0.57$ ,  $\text{adjusted } R^2 = 0.54$ . Regressie uitgevoerd met de getallen gecorrigeerd voor aantal cellen.

<b>Model 3: <math>HGI_{\text{tot}} = HGI_{\text{rivierkanaal}} * HGI_{\text{holle oever}}</math> (grenswaarde: 0.1)</b>						
<b>(y: vis/cel)</b>	<b>Beta</b>	<b>Std fout</b>	<b>B</b>	<b>St. fout</b>	<b>t(15)</b>	<b>p-waarde</b>
Intercept			-0.0321	0.0202	-1.59	ns
WUA/cel	0.756	0.168	0.2475	0.05526	4.48	< 0.001

**Tabel 5.24:** resultaat van de lineaire regressie-analyse voor model 3, bij een grenswaarde van 0.1.  $N = 17$ ;  $F_{(1,15)} = 18.49$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.743$ ,  $R^2 = 0.55$ ,  $\text{adjusted } R^2 = 0.52$ . Regressie uitgevoerd met de getallen gecorrigeerd voor aantal cellen, en met de log getransformeerde WUA-waarde.

<b>Model 3: <math>HGI_{\text{tot}} = HGI_{\text{rivierkanaal}} * HGI_{\text{holle oever}}</math> (grenswaarde: 0.1)</b>						
<b>(y: vis/cel)</b>	<b>Beta</b>	<b>Std fout</b>	<b>B</b>	<b>St. fout</b>	<b>t(15)</b>	<b>p-waarde</b>
Intercept			0.144	0.023	6.34	< 0.001
Log(WUA)	0.743	0.173	0.182	0.042	4.30	< 0.001

De regressievergelijking met de hoogste F-waarde (en tevens de hoogste  $R^2$ ) is dus de vergelijking die we met model 3 bekomen voor een grenswaarde van 0.1 en met correctie van de getallen voor het aantal cellen per traject. De eerstvolgende regressievergelijking (op basis van de F-waarde) is die met grenswaarde 0.1, correctie voor het aantal cellen per traject, en met logaritmisches getransformeerde WUA waarden.

*Besluiten:*

Het model dat het beste de habitatgeschiktheid van een traject voor de kwabaal beschrijft, is het model waarin de HGI voor rivierkanaalpositie en de HGI voor holle oever zijn opgenomen (model 3), waarbij een grenswaarde van 0.1 werd ingesteld, en waarbij zowel de Weighted Usable Area als het aantal vissen per cel worden uitgedrukt.



**Figuur 5.13:** geschikte schuilplaatsen voor subadulte en adulte kwabalen. Boven: debris (dood hout) in de rivier; midden: inhangende wortels; onder links: een holle oever met inhangende wortels; onder rechts: zicht op de rivier vanuit een holle oever.



## 5.6 *habitatgebruik van larvale en juveniele kwabalen*

### *Doelstelling:*

Het doel van dit onderzoeksluik is het habitatgebruik van larvale en juveniele kwabalen na te gaan en een geschikte methode te ontwikkelen om de kwaliteit van het larvaal en juveniel habitat te evalueren.

### *Materiaal en methode:*

Met behulp van een fijnmazig schepnet (maaswijdte 300  $\mu\text{m}$ ) werden van 17/02/2004 tot en met 23/03/2004 zeven verschillende zijbeken van de rivier 'La Bar' wekelijks éénmalig bemonsterd voor kwabaallarven (figuur 5.14 en 5.15). Elke zijbeek werd hierbij zes maal bemonsterd door willekeurig een lengte van één meter af te scheppen aan de oppervlakte. Hierbij werden steeds twee maal in het midden en vier maal in de oever van de zijbeek geschept. De monsters werden meteen in een plastic fles bewaard en daags nadien met behulp van een binoscoop uitgezocht op larven. Het aantal larven, vangstdatum en locatie werden genoteerd.

Daarnaast werd op 12/5/2004 en 17/05/2004 met behulp van elektrische visvangst een bemonstering uitgevoerd voor juveniele (0+) kwabalen. Deze bemonstering gebeurde op zes zijbeken van de rivier 'La Bar', en op de hoofdriever zelf (figuur 5.15). Op elke waterloop werden drie trajecten van 15 meter lengte bemonsterd met behulp van één eenmalige bevissing. Het aantal gevangen 0+ kwabalen en locatie werden onmiddellijk genoteerd.

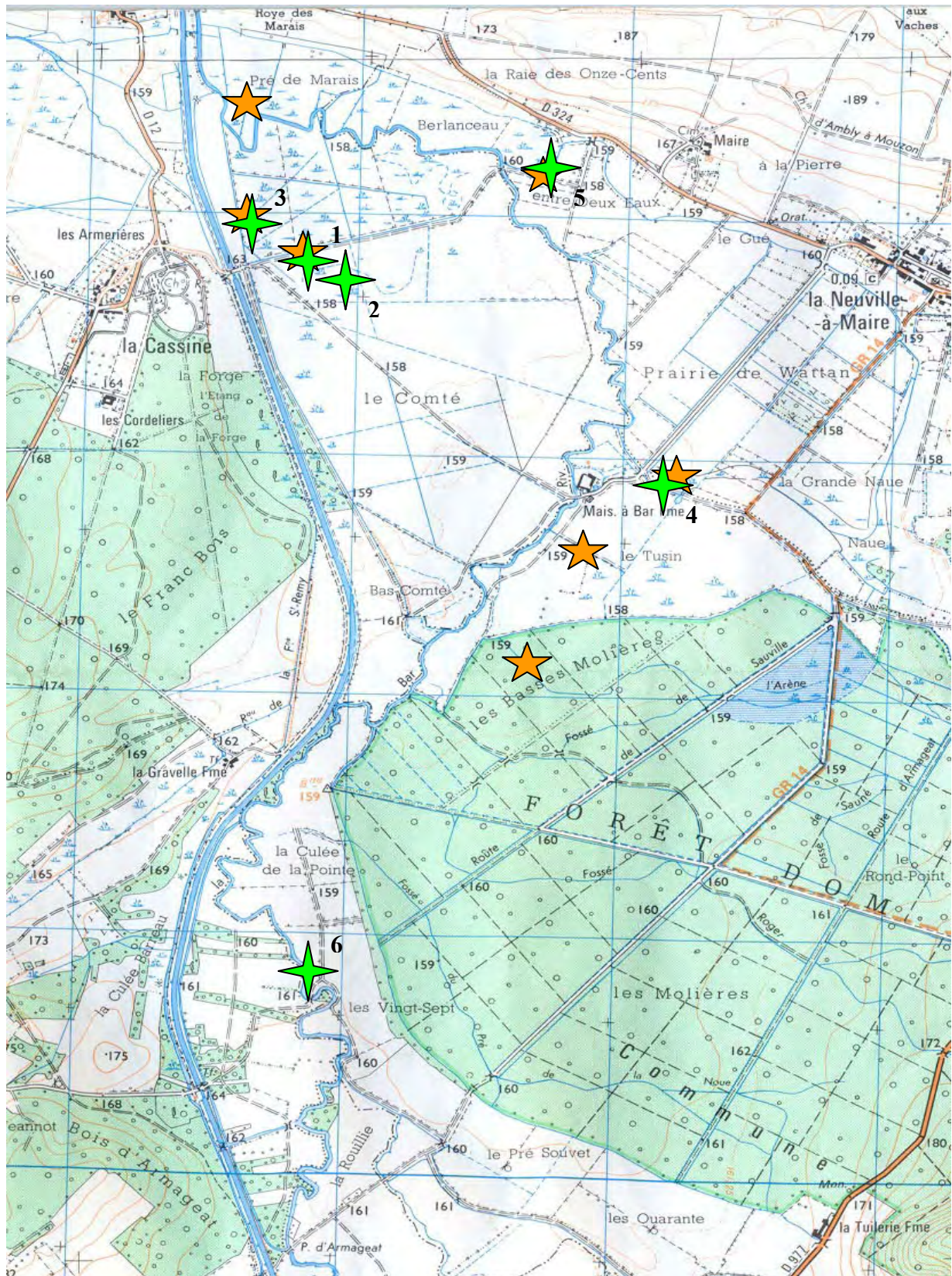
Daarna werd het habitataanbod in de bemonsterde trajecten opgemeten. Dit gebeurde door in elk 15 meter traject een schatting te maken van de volgende variabelen:

- percentage van de totale oeverlengte met een holle oever;
- percentage van de totale oeverlengte waar wortels in de oever voorkomen;
- percentage van de totale oeverlengte die begroeid is met overhangende cover;
- percentage van de totale oeverlengte die begroeid is met inhangende vegetatie;
- percentage van de oppervlakte van het traject dat beschaduwd is (schaduw);
- percentage van de oppervlakte van het traject met debris;
- percentage van de oppervlakte van het traject dat bedekt is met macrofyten en moerasvegetatie (vegetatie).

Daarnaast werden de diepte (tot op 1 cm nauwkeurig), de breedte (tot op 1 cm nauwkeurig) en de stroomsnelheid (tot op 1 cm/s nauwkeurig) met behulp van een peilstok respectievelijk een Marsh-McBirney FloMate stroomsnelheidsmeter in elk 15 meter traject om de drie meter, dus op vijf meetpunten, opgemeten. Het gemiddelde van deze metingen is dan de maat voor de diepte respectievelijk de breedte en de stroomsnelheid.



**Figuur 5.14:** bemonstering van kwabaallarven met behulp van een fijnmazig schepnet. Links: het schepnet zelf; Rechts: wijze waarop de bemonstering werd uitgevoerd.



**Figuur 5.15:** de locaties die met fuiken werden bemonsterd gedurende de winterperiode 2003-2004. Verklaring symbolen: ★ = locaties die werden bemonsterd voor larven; ★ = locaties die met behulp van elektrische visvangst werden bemonsterd voor juveniele kwabalen; deze locaties werden benummerd in overeenstemming met de benaming van de locaties in tabel 5.25.

*Verwerking van de gegevens:*

Wegens het lage aantal waarnemingen voor de kwabaallarven, werd besloten om dit deel van het onderzoeksluik stop te zetten. Voor de juveniele kwabalen werd een analyse met behulp van een voorwaartse stapsgewijze multiële regressie uitgevoerd. Hierbij was het nagaan van de correlaties tussen de verschillende habitatvariabelen de eerste stap. Vervolgens werden de logaritmisch getransformeerde aantallen juveniele kwabalen per 15 meter traject als afhankelijke variabele uitgezet tegen de opgemeten habitatvariabelen als onafhankelijke variabelen. Daarbij werd zoveel mogelijk vermeden om met elkaar gecorreleerde onafhankelijke variabelen te gebruiken. Tot slot werd met behulp van een Shapiro-Wilkes test nagegaan of de residuen van het bekomen multiële regressiemodel normaal verdeeld waren.

*Resultaten:*

Het aantal gevangen kwabaallarven varieerde tussen 0 en 7 voor één locatie, in totaal werden gedurende de 6 opeenvolgende wekelijkse bemonsteringen slechts 31 larven waargenomen. Het aantal gevangen 0+ kwabalen per 15 varieerde tussen 0 en 60, in totaal werden er 169 0+ kwabalen gevangen (tabel 5.25).

De correlaties tussen de onafhankelijke variabelen worden weergegeven in tabel 5.26. Het resultaat van de voorwaarts stapsgewijze multiële regressie wordt weergegeven in tabel 5.27.

**Tabel 5.25:** het aantal waargenomen 0+ kwabalen per traject voor elk van de 6 bemonsterde locaties. De nummer van de locatie (tussen haakjes) stemt overeen met de nummering op figuur 5.15

<b>Locatie (+ nummer)</b>	<b>Traject nr.</b>	<b>Aantal 0+ kwabalen</b>
La Cassine verbinding (1)	1	4
	2	0
	3	2
La Cassine zijbeekje (2)	1	1
	2	6
	3	9
La Cassine duiker (3)	1	14
	2	14
	3	4
Ferme-à-Bar (4)	1	17
	2	17
	3	23
La Neuville-à-Maire (5)	1	18
	2	24
	3	18
Sauville (6)	1	0
	2	0
	3	0

**Tabel 5.26:** Intercorrelaties tussen de verschillende onafhankelijke variabelen (15 m trajecten). Zowel de R<sup>2</sup>-waarde als het significantieniveau worden weergegeven. ns: niet significant; \*: P < 0.05; \*\*: P < 0.01 ; \*\*\*: P < 0.001.

	snelheid	breedte	holle oever	debris	vegetatie	inhangende vegetatie	overhangende vegetatie	wortels	schaduw
<b>diepte</b>	0,28 ***	0,27 ***	0,02 ns	0,02 ns	0,02 ns	0,01 ns	0,08 ns	0,06 ns	0,01 ns
<b>snelheid</b>	--	0,00 ns	0,03 ns	0,03 ns	0,00 ns	0,02 ns	0,01 ns	0,01 ns	0,00 ns
<b>breedte</b>		--	0,58 ***	0,02 ns	0,00 ns	0,06 ns	0,00 ns	0,12 ns	0,00 ns
<b>holle oever</b>			--	0,01 ns	0,00 ns	0,04 ns	0,00 ns	0,06 ns	0,00 ns
<b>debris</b>				--	0,03 ns	0,04 ns	0,23 ns	0,00 ns	0,23 *
<b>vegetatie</b>					--	0,75 ***	0,14 ns	0,01 ns	0,04 ns
<b>inhangende cover</b>						--	0,10 ns	0,02 ns	0,02 ns
<b>overhangende cover</b>							--	0,02 ns	0,61 ***
<b>wortels</b>								--	0,03 ns

Hieruit bleek dat er tamelijk weinig variabelen met elkaar gecorreleerd waren. Om zoveel mogelijk te vermijden met elkaar gecorreleerde onafhankelijke variabelen in de multiële regressie-analyse op te nemen, werd de analyse uitgevoerd met de variabelen snelheid, breedte, debris, overhangende vegetatie, vegetatie en wortels als onafhankelijke variabelen.

**Tabel 5.27:** resultaat van de stapsgewijze voorwaartse multiële regressie-analyse voor het logaritmisches getransformeerde aantal 0+ kwabalen per 15 meter traject. N = 18;  $F_{(3,17)} = 41.5$ ;  $p < 0.001$ ,  $R = 0.93$ ,  $R^2 = 0.88$ , adjusted  $R^2 = 0.86$ . De variabelen worden weergegeven in volgorde van inbreng. ns: niet significant; \*: P < 0.05; \*\*: P < 0.01; \*\*\*: P < 0.001

	Beta	Std fout	B	St. fout	t(17)	p-waarde
Intercept			-0.73	0.14	-5.1	***
Vegetatie	0.92	0.09	0.0096	0.0009	10.6	***
Snelheid	0.46	0.09	0.024	0.004	5.3	***
Overhangende cover	0.23	0.08	0.005	0.002	2.8	**

Uit de Shapiro-Wilkes test blijkt dat de residuen van dit regressiemodel normaal verdeeld zijn (SW = 0.96;  $P < 0.05$ ). Er is dus voldaan aan de assumpties voor het uitvoeren van een multiële regressie.

#### *Bespreking:*

Wegens het lage aantal waarnemingen van kwabaallarven kon er voor het larvaal habitat geen analyse worden uitgevoerd. De vondst van kwabaallarven in een aantal zijbeken sterkt het vermoeden dat de kwabaal afpaait in de zijbeken. Dit vermoeden wordt nog verder gesterkt door het feit dat in de hoofdrivier (locatie nr. 6 op figuur 5.14) zelf geen juvenielen konden worden gevangen. Evenwel kan deze nulvangst ook te wijten zijn aan de grotere breedte van de rivier 'La Bar', waardoor de vangstefficiëntie mogelijk lager was dan op de smallere zijbeken.

Het aantal waarnemingen van 0+ kwabalen liet wel een verdere analyse van de gegevens toe. Uit de multiële regressie-analyse bleek dat het aantal 0+ kwabalen positief wordt beïnvloed door de hoeveelheid aanwezige vegetatie (zowel moerasvegetatie als macrofyten), door de stroomsnelheid, en de hoeveelheid overhangende cover. Het bekomen regressiemodel kan worden gebruikt om het paaihabitat van andere waterlopen te evalueren. Hierbij wordt er van uitgegaan dat de aanwezigheid van 0+ kwabalen duidt op de aanwezigheid van een geschikt paaihabitat. Bovendien mogen we er redelijkerwijs van uitgaan dat de aanwezigheid van kwabaallarven, hoe laag de waarnemingen ook zijn, een indicatie is voor reproductie van de kwabaal.

#### *Besluiten:*

- de aanwezigheid van kwabaallarven kon voor een aantal zijbeken worden aangetoond;
- de waargenomen aantallen kwabaallarven laten echter geen verdere analyse toe;
- de aanwezigheid van 0+ kwabalen kon voor een aantal zijbeken worden aangetoond, echter niet voor de hoofdrivier;
- de aanwezigheid van 0+ kwabalen is positief gecorreleerd met de stroomsnelheid, de aanwezige moerasvegetatie en macrofyten, en de aanwezige overhangende cover;
- het multiële regressiemodel kan worden gebruikt om andere waterlopen te evalueren op hun geschiktheid als paaihabitat.

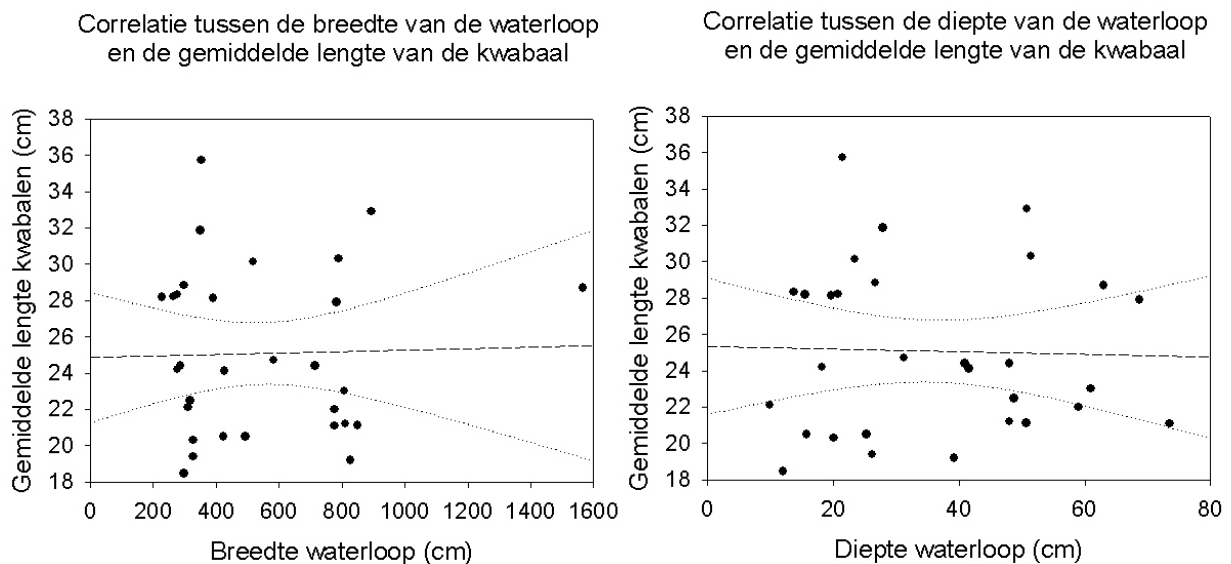


**Figuur 5.16:** larvaal/juveniel/paaihabitat van de kwabaal: plantenrijke, matig stromende zijbeken.

### 5.7 Populatie-ecologische aspecten van de kwabaal

Gedurende de ganse habitatstudie werden op alle trajecten de lengtes (cm) en de gewichten (g) van de gevangen kwabalen resp. gemeten en gewogen. Dit stelt ons in staat om een aantal populatie-ecologische aspecten van de kwabaal na te gaan.

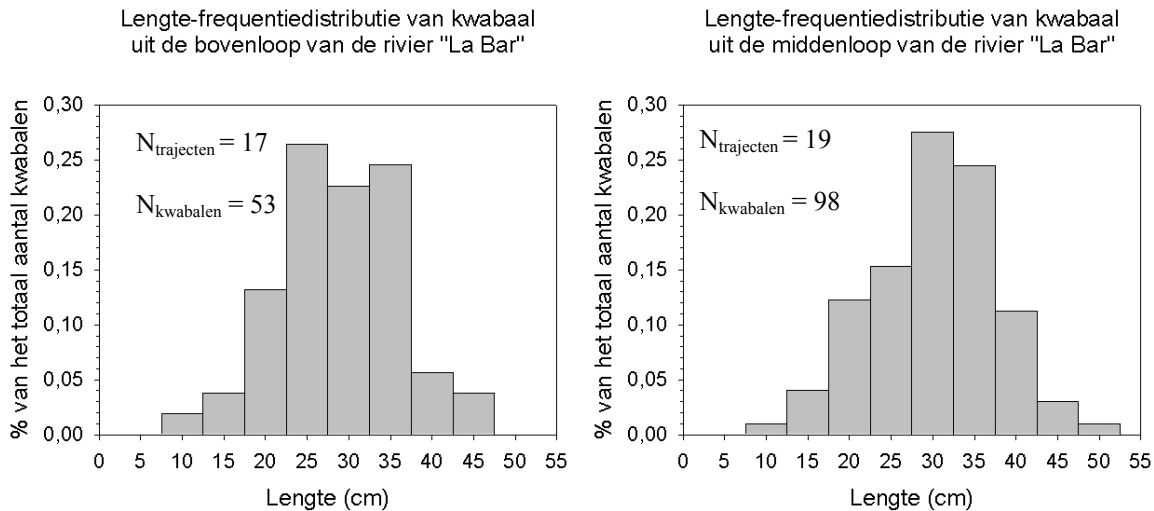
In de eerste plaats werd nagegaan of er een verband bestond tussen de gemiddelde lengte van de gevangen kwabalen per traject, en de gemiddelde breedte (resp. diepte) van dat traject. Deze analyse werd uitgevoerd ter ondersteuning van de macro- en microhabitatstudies, omdat de mogelijkheid steeds bestond dat er bijvoorbeeld weliswaar grotere aantallen kwabalen voorkomen in de bovenstroomse trajecten, maar dat de grote kwabalen zich bij voorkeur zouden ophouden in beneden- of middenstroomse trajecten. Dit bleek echter niet het geval; zowel voor breedte als voor diepte werd geen verband gevonden met de gemiddelde grootte van de aangetroffen kwabalen (fig. 5.17).



**Figuur 5.17:** verband tussen de gemiddelde lengte van de gevangen vissen per 50 meter traject, en de breedte van de waterloop (links), en de diepte van de waterloop (rechts). Op de figuren worden de 95%-betrouwbaarheidsrange en de gefitte lineaire regressiecurve in stippellijn weergegeven.

Dit ondersteunt enerzijds de resultaten uit het habitatonderzoek, in die zin dat hetgeen als gunstig habitat naar voor komt, niet enkel gunstig is voor één bepaalde lengteklasse maar voor alle in de studie aangetroffen lengteklassen. Enkel voor de larven kunnen geen conclusies worden getrokken vermits deze ondanks langdurige inspanningen slechts in lage aantallen werden aangetroffen.

De lengte-frequentiedistributies van de bovenstroomse en de benedenstroomse trajecten worden in figuur 5.18 weergegeven. Vermits in de meeste trajecten lage aantallen kwabalen werden aangetroffen, werden de trajecten voor elk riviertype samengevoegd. Voor de benedenloop waren er te weinig waarnemingen (2 kwabalen) om een bruikbare lengte-frequentie verdeling op te stellen.

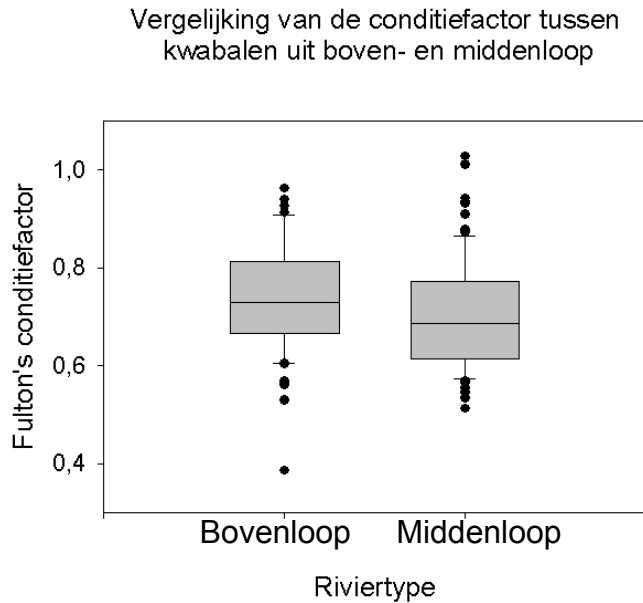


**Figuur 5.18:** Lengte-frequentiedistributie voor kwabaal uit resp. de bovenloop en de middenloop van de rivier "La Bar"; het aantal trajecten en het aantal kwabalen gevangen in deze trajecten worden in de figuur weergegeven. Grootte van de trajecten = 50 meter.

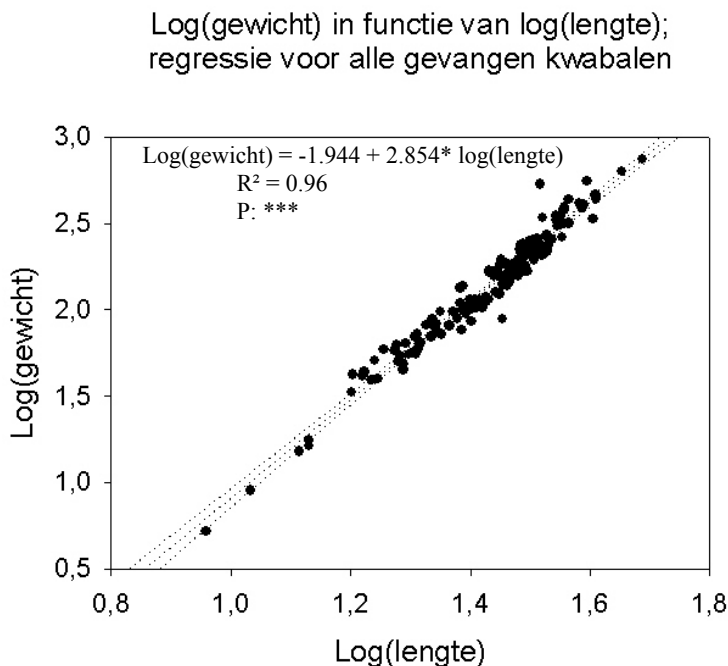
Tot slot werd de conditie van kwabalen uit boven- en middenstroomse trajecten met elkaar vergeleken (fig. 5.19). Deze conditie werd berekend op basis van Fulton's conditiefactor (BAGENAL, 1978):

$$K = \frac{100 * W}{l^3} \quad (\text{waarbij } W \text{ het gewicht van de vis is (in g) en } l \text{ de lengte (in cm)}).$$





**Figuur 5.19:** Vergelijking van de conditie van kwabalen uit de bovenloop en de conditie van kwabalen uit de middenloop. Op de figuur worden resp. de mediaan (horizontale lijn), de standaarddeviatie (grijze balkjes) en de standaardfout (foutenvlaggen) weergegeven. De conditie bleek niet significant te verschillen tussen beide riviertypes (t-test met Welch correctie;  $t = 1.76$ ,  $df = 76$ ;  $P > 0.05$ )



**Figuur 5.20:** Lengte-gewicht relatie van kwabaal voor de logaritmisches getransformeerde gegevens, regressiecurve en 95% betrouwbaarheidsinterval worden in stippellijn voorgesteld. De regressie werd uitgevoerd met alle kwabaalgegevens (boven-, midden- en benedenloop).

De conditie van kwabalen uit de bovenloop is dus dezelfde als de conditie van kwabalen uit de middenloop. Dit is consequent met het feit dat er geen verband kon worden aangetoond tussen gemiddelde lengte van de gevangen kwabalen en de breedte van een traject (waarbij trajecten uit de middenloop breder zijn dan trajecten uit de bovenloop).

In figuur 5.20 wordt de lengte-gewicht relatie van de kwabaal bestudeerd aan de hand van de logaritmisch getransformeerde gegevens uit de ganse gegevensset. Vermits er geen verschil in conditie bestond tussen de riviertypes, mogen deze gegevens samengevoegd worden voor een regressie-analyse (indien er een verschil in conditie zou bestaan, zou dit niet kunnen vermits dan de lengte-gewicht relatie voor de bovenloop zou verschillen van die van de middenloop).

De regressievergelijking wordt gegeven door:

$$\log(\text{gewicht}) = -1.944 + 2.854 * \log(\text{lengte})$$

en kan ook herschreven worden als:

$$\text{gewicht} = 0.0114 * \text{lengte}^{2.854}$$

Dit is vergelijkbaar met de regressievergelijking gevonden door FISHER et al. (1996), die gegeven wordt door:

$$\log(\text{gewicht}) = 0.0107 * \text{lengte}^{2.898}$$

waarbij de regressie herrekend werd naar lengte in cm en niet in mm zoals in de oorspronkelijke studie gebeurde.

Om onze regressievergelijking te vergelijken met de regressievergelijking beschreven door FISHER et al. (1996) werd aan de hand van een fictieve gegevensset van lengtes, het verwachte gewicht berekend op basis van beide vergelijkingen. Hierbij stellen we vast dat de Amerikaanse kwabalen gemiddeld een 1.08 maal hogere conditie hebben dan de Franse kwabalen. Uiteraard mogen we hieruit niet zomaar conclusies trekken i.v.m. de algemene conditie van de Franse kwabaalpopulatie, o.a. omdat de regressievergelijking uit de Amerikaanse studie is gebaseerd op gegevens verzameld in meerdere rivieren en tevens stilstaande wateren, terwijl onze gegevens slechts op één enkele rivier werden verzameld of omdat de Amerikaanse en Franse gegevens mogelijk niet op hetzelfde tijdstip van het jaar verzameld werden.

## **5.8 Mobiliteit en migraties**

### *5.8.1 Radiotelemetrie:*

#### *Doelstelling:*

Dit onderzoeksluik heeft tot doel inzicht te krijgen in de mobiliteit (home-range), de migraties, de voortplantings-, de rust- en de fourageerhabitats die de kwabaal gebruikt op verschillende tijdstippen van het jaar.

#### *Materiaal en methode:*

Gedurende twee opeenvolgende paaiseizoenen (winterperiode van 2002-2003 en 2003-2004) werd de paaimigratie onderzocht met behulp van radiotelemetrie.

Voor het eerste paaiseizoen, werden op twee dagen (5/09/2002 en 19/09/2002) in totaal 10 kwabalen (gemiddelde gewicht  $\pm$  SD:  $308 \pm 166$  g, minimum gewicht = 233 g; maximum gewicht = 745 g) uitgerust met een radiozender van het type ATS model F1815 (fig. 5.21). Dit model is een inwendige radiozender met uitwendige antenne, en maakt gebruik van frequenties tussen 40,600 MHz en 40,800 Mhz, en weegt 7 g. Dit gewicht bedroeg dus 0,94 - 3,00 % van het lichaamsgewicht van de gezenderde kwabalen, met een gemiddeld percentage  $\pm$  SD van  $1,94 \pm 0,67$  %.

Voor het tweede paaiseizoen (2003-2004) werden eveneens 10 kwabalen (gemiddelde gewicht  $\pm$  SD:  $256 \pm 115$  g, minimum gewicht = 159 g; maximum gewicht = 490 g) op één dag (22/10/2003) uitgerust met een radiozender, ditmaal van het type ATS model F 1170, een inwendige zender met inwendige (in de capsule ingebedde) antenne, eveneens met frequenties tussen de 40,600 MHz en 40,800 Mhz; deze zender weegt slechts 4 g. Uit de voorgaande telemetriestudie bleek immers dat ook met een kleiner type zender een voldoende sterk signaal kan worden gegenereerd. Het gewicht van deze zenders bedroeg minimaal 0.82 % en maximaal 2.52 % van het lichaamsgewicht van de gezenderde kwabalen (gemiddeld percentage  $\pm$  SD:  $1,8 \pm 0,6$ ).



**Fig. 5.21:** Links: de gebruikte zenders in de periode 2002-2003; op de zender is de serienummer, productiedatum en frequentie af te lezen. Rechts: een kwabaal net na de inplanting van de zender.

In een reeks preliminaire testen werd eerst onderzocht welke de beste manier is om de zenders in te planten. Hieruit bleek dat de meest geschikte verdoving gebeurt door de vis in een oplossing met 0.2 mg/L fenoxo-ethanol te plaatsen. De methode voor het inplanten van de zenders werd gevolgd zoals beschreven in COECK et al. (2000). Het bleek onmogelijk om hierbij het geslacht van de dieren met zekerheid vast te stellen. Drie maanden na het uitvoeren van de preliminaire testen is de mortaliteit bij de geopereerde kwabalen (N = 5) nog steeds 0%, en zien we dat de wondjes terug dicht zijn gegroeid. Dezelfde methode werd dan ook toegepast op de vissen die in het veld werden gezenderd.

Om gegevens te verzamelen over de mobiliteit, de migraties, de voortplantings-, rust- en fourageerhabitats die de dieren gebruiken op verschillende tijdstippen van het jaar werden de gezenderde kwabalen voor een periode van ongeveer een half jaar gevolgd. Deze regelmatige positioneringen werden uitgevoerd teneinde de home range van de kwabaal (home range = de

oppervlakte waarin een individu zich ophoudt om zijn normale dagelijkse activiteiten uit te voeren) te onderzoeken, en om na te gaan hoe, wanneer en naar waar de paaimigraties verlopen.

De positioneringen gebeurden tijdens de periode 2002-2003:

- Met een interval van 4 dagen (regelmatige positioneringen) teneinde mobiliteit en home range te kunnen onderzoeken, en
- daarnaast ook om het half uur voor het opvolgen van een 24-uurscyclus (24-uursmetingen), dit werd op drie verschillende tijdstippen herhaald (zomer, herfst en winter). Om na te gaan wat de invloed is van de grootte van het tijdsinterval tussen de metingen, werden tijdens elke sessie (in één sessie werden 5 vissen gevolgd) vier vissen om het half uur gepositioneerd en één vis om de 5 minuten. Op deze manier kunnen de gegevens van deze laatste vis geanalyseerd worden voor verschillende intervalgroottes (vb. per 5, per 10, per 15, per 30 minuten), waardoor kan nagegaan worden in hoeverre de grootte van het tijdsinterval invloed heeft op de waarnemingen.

Tijdens de periode 2003-2004 werden de positioneringen uitgevoerd:

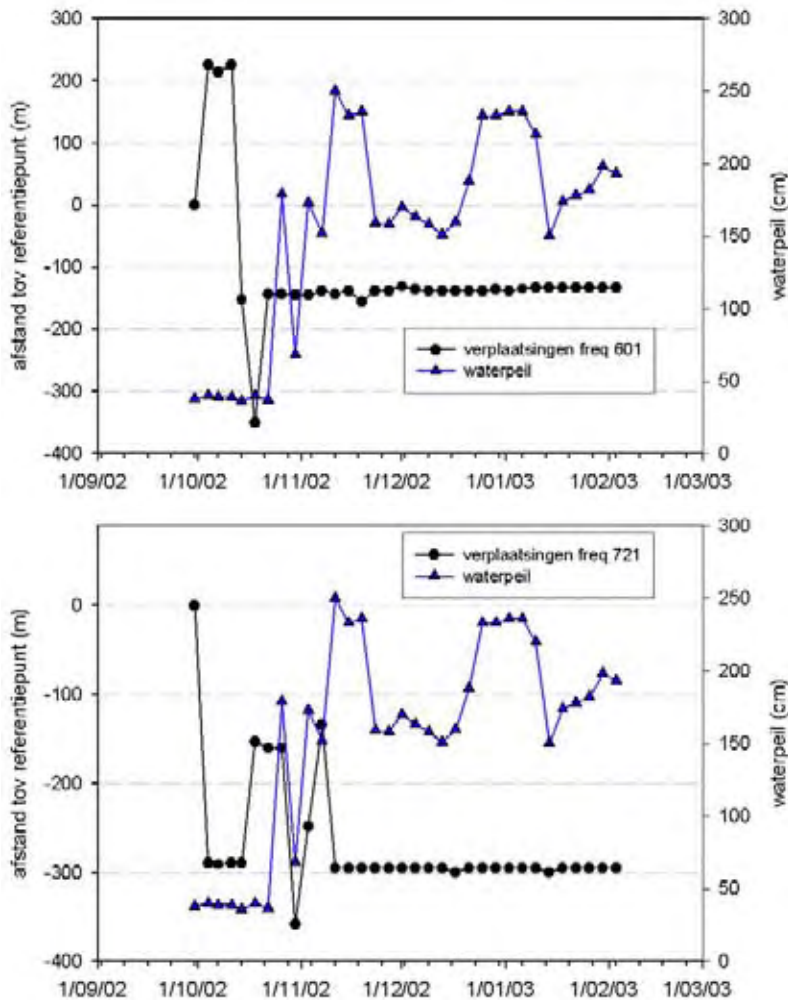
- met een interval van één week teneinde mobiliteit en home range te kunnen onderzoeken;
- er werd geen 24-uurscyclus meer opgevolgd in deze periode

Het inplanten van de zenders gebeurde in de nazomer, zodat voornamelijk de najaars(paai)migratie van de soort kan gevolgd worden en de voortplantingshabitats kunnen gelocaliseerd worden. Deze techniek werd door het I.N. reeds met succes toegepast bij verschillende *Leuciscus*-soorten (serpeling, kopvoorn, winde), maar ook bij brasem en blankvoorn.

Er werd ook gezocht naar de eventuele relatie tussen de watertemperatuur en het geobserveerde gedrag. Hiervoor werd een ONSET-thermologger in de hoofdriever (La Bar) geplaatst. Op deze manier konden we nagaan welk het thermisch habitat is dat beschikbaar is voor de kwabaal, en bovendien konden we zo op eenvoudige wijze de temperatuursregimes van voor de kwabaal geschikte waterlopen in Noord-Frankrijk vergelijken met die van de Vlaamse waterlopen.

#### *Resultaten en bespreking:*

In volgende figuur (fig. 5.22) worden de verplaatsingen van twee kwabalen gedurende de paaperiode van 2002-2003 weergegeven zoals opgemeten via positioneringen met een interval van 4 dagen. De resultaten zijn tevens representatief voor de andere gezenderde kwabalen die in deze periode werden gevolgd.

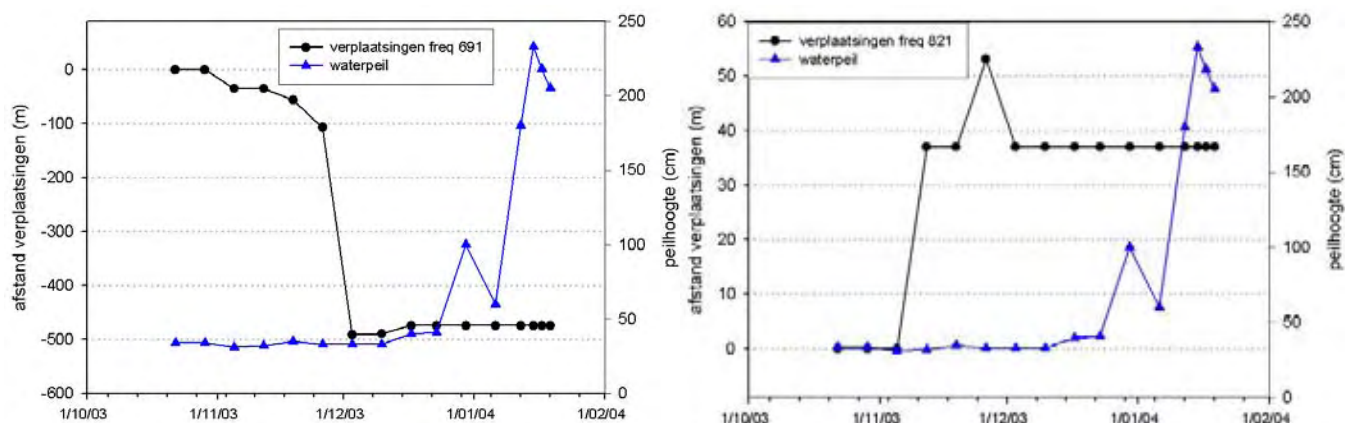


**Fig. 5.22:** verplaatsingen van twee kwabalen gedurende de winterperiode 2002-2003 (zwarte curve), en het waterpeil (blauwe curve) op de rivier gedurende deze periode. De verplaatsingen worden weergegeven als afstand tov het punt waarop de vis werd teruggezet na het zenderen (- = stroomafwaarts, + = stroomopwaarts). Dit resultaat is representatief voor alle 10 de gezenderde vissen.

Uit deze figuur blijkt dat de kwabalen zich gedurende de eerste 5-6 weken vrij regelmatig verplaatsten, maar dat deze verplaatsingen vanaf halverwege november volledig stilvallen. De kleine verplaatsingen die we daarna konden waarnemen, kunnen evengoed te wijten zijn aan de nauwkeurigheid van de meetmethode (nauwkeurigheid =  $\pm 3$  meter) als aan werkelijke verplaatsingen. Tijdens de paaiperiode zelf, waar met behulp van fuikjes werd waargenomen dat er wel degelijk migratie optrad bij de kwabaal, zagen we dus dat geen enkele van de gezenderde vissen zich over een grote afstand verplaatste. Er werd bijgevolg besloten om de telemetriestudie stop te zetten na het einde van de paaiperiode en om met behulp van een elektrische bevissing de algemene toestand van de gezenderde vissen na te gaan. Op 27/3/03 werd het traject waar de gezenderde vissen zich bevonden elektrisch bevestigd, met bijzondere aandacht voor de locaties waar de gezenderde vissen zich bevonden. Niet één gezenderde kwabaal kon worden teruggevangen, noch kon worden waargenomen dat een gezenderde kwabaal zich verplaatste gedurende de tijd dat het elektrische veld dicht bij in de buurt kwam. Dit doet sterk vermoeden dat alle tien de vissen dood waren, waardoor de resultaten van de radiotelemetrie-studie niet mogen gebruikt worden om conclusies ivm mobiliteit en home

range te trekken. Ook de resultaten uit de 24-uursmetingen mogen derhalve niet gebruikt worden om conclusies te trekken; het is immers niet zeker hoelang de vissen al dood waren.

Figuur 5.23 geeft de verplaatsingen weer van twee van de tien gezenderde kwabalen gedurende de paaiperiode 2003-2004, zoals opgemeten via positioneringen met een interval van 1 week.



**Figuur 5.23:** verplaatsingen van twee kwabalen gedurende de winterperiode 2003-2004 (zwarte curve), en het waterpeil (blauwe curve) op de rivier gedurende deze periode. De verplaatsingen worden weergegeven als afstand tov het punt waarop de vis werd teruggezet na het zenderen (- = stroomafwaarts, + = stroomopwaarts). Dit resultaat is representatief voor alle 10 de gezenderde vissen.

Ook uit deze figuur blijkt dat de kwabalen zich gedurende de eerste weken wel degelijk verplaatsen, maar opnieuw blijkt dat de verplaatsingen plots volledig ophouden, ditmaal vanaf eind december. Dit doet vermoeden dat ook deze keer, en ondanks het kleinere type zender en inwendige antenne, de gezenderde vissen zijn gestorven. De oorzaak hiervoor is onduidelijk. We kunnen in dit verband slechts speculaties aanhalen zoals bvb. infectie van de gehechte incisie of andere zaken die met fysiologische stress te maken hebben ten gevolge van het inplanten van de zenders,...

### 5.8.2 Fuikenonderzoek:

#### *Doelstelling:*

Dit onderzoeksluik heeft tot doel inzicht te krijgen in de paaimigratie van de kwabaal. Met name de periode van de paaimigratie, de mogelijke invloed van enkele externe factoren (temperatuur en waterpeil) op de paaimigratie, en mogelijke verschillen in optrek tussen verschillende types zijbeekjes werden onderzocht.

#### *Materiaal en methode:*

In de winterperiode van 2002-2003 werd een preliminair onderzoek uitgevoerd met behulp van verschillende fuiktypes die op 6 verschillende zijbeekjes van de rivier 'La Bar' geplaatst werden, die met een interval van 4 dagen werden geleegd. De eerste kwabalen werden door ons gevangen op 17/12/02. Volgens lokale vissers en de lokale visserijwachter van de CSP viel de piek (van de stroomopwaarts gerichte trek) op 20 december, daarna volgde een tweede

piek, in de stroomafwaartse richting, op 8 januari 2003. Dit doet vermoeden dat de paai van de kwabaal zich tijdens de winter van 2002-2003 in de periode 20/12 – 8/01 plaats vond, wat een zeer korte periode is. Dit is ook in overeenstemming met wat in de literatuur wordt teruggevonden, namelijk dat de kwabaal een korte en sterk gesynchroniseerde paaiperiode kent. Na 8 januari werden overigens geen vrouwtjes met eieren meer aangetroffen in onze fuiken.

Voor de winterperiode van 2003-2004 werd, op basis van de kennis uit ons preliminaire onderzoek van 2002-2003, besloten een intensieve vangstcampagne met behulp van zelfgemaakte fuiken (fig. 5.24) uit te voeren. Deze fuiken werden gemaakt uit geplastificeerde draad met een maaswijdte van 4 mm en bestonden uit twee delen:

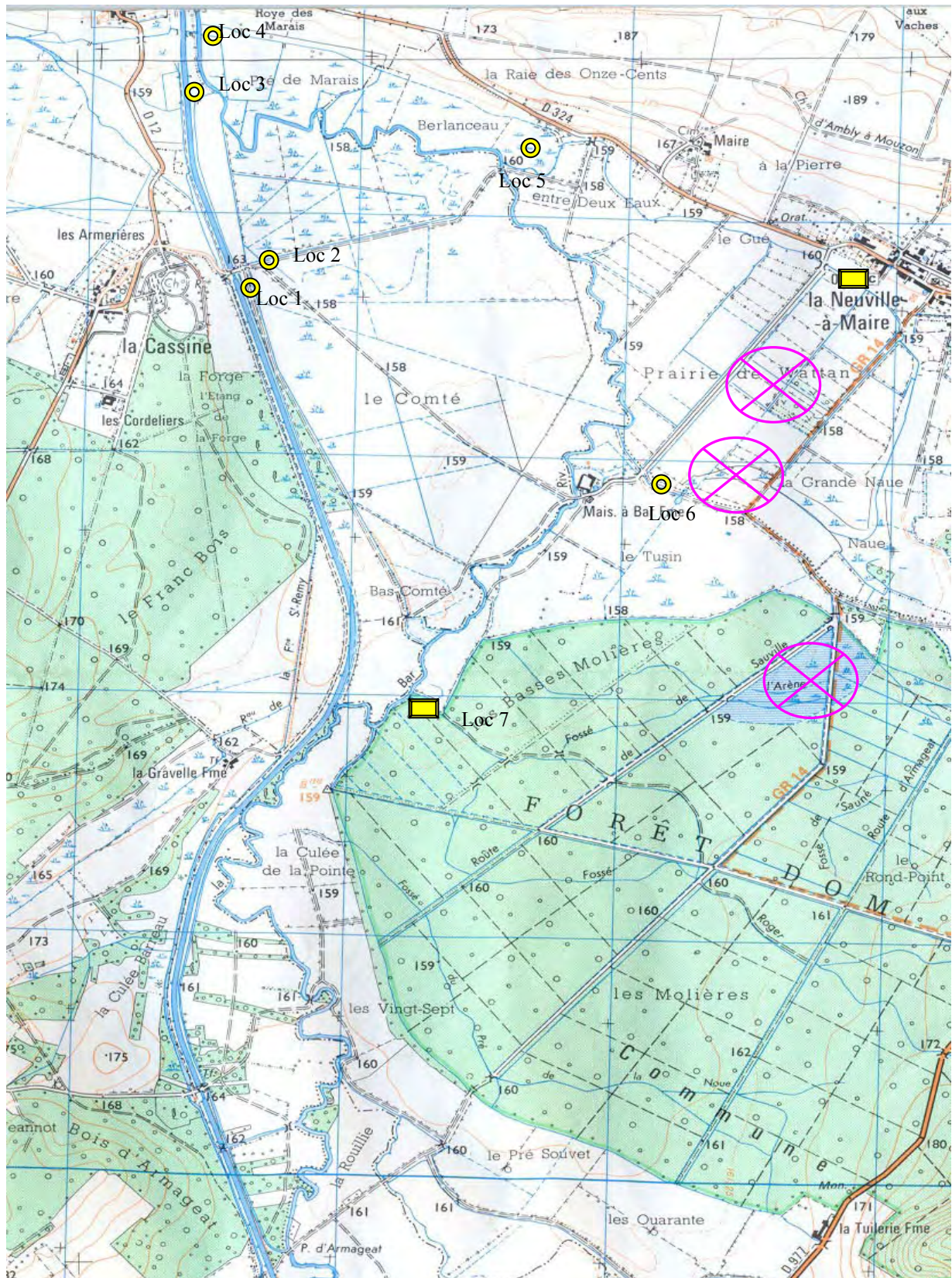
- een balkvormig opvangcompartiment (lengte 100 cm; breedte 35 cm en hoogte 22 cm), en
- een trechtervormige mond (lengte 50 cm) met een opening naar buiten toe van 80 cm breed en 30 cm hoog en een opening naar binnen toe met een diameter van 5 cm. De opening naar binnen toe mondt uit in het opvangcompartiment en is ietwat omhoog gericht zodat de gevangen vissen niet terug uit de fuik kunnen zwemmen.




Twee lokale vrijwilligers bemonsterden elk één zijbeek op quasi dagelijkse basis met dezelfde fuiken. Tegelijkertijd werd ook de waterhoogte van de hoofdriever 'La Bar' afgelezen op de peillat te Sauville. Dit stelt ons in staat om zowel de begin- als einddatum van de paaiperiode na te gaan, en om na te gaan in hoeverre de migratie beïnvloed wordt door het peil van de rivier. Daarenboven werden nog 5 andere zijbeken tweemaal per week door ons bemonsterd (fig. 5.25), zodat we in totaal over gegevens beschikten van 7 zijbeken. Op elke zijbeek werd steeds met twee fuiken bemonsterd, één in de stroomopwaartse richting en één in de stroomafwaartse richting, zodat ook de richting van de migratie kon worden nagegaan.



**Figuur 5.24:** linksboven: foto van twee fuiken zoals ze in de zijbeken werden gelegd (één in stroomopwaartse zin en één in stroomafwaartse zin); rechtsboven: twee fuiken naast één van de bemonsterde zijbeekjes (drainagegrachten); links onder: hetzelfde zijbeekje in het voorjaar van 2003.





**Figuur 5.25:** de locaties die met fuiken werden bemonsterd gedurende de winterperiode 2003-2004. Verklaring symbolen:  = locaties die door ons (wekelijks) werden bemonsterd;  = locaties die door lokale vrijwilligers (quasi dagelijks) werden bemonsterd;  = vermoedelijke paaiplaats.

De door ons gevangen vissen werden steeds gemeten en gewogen, indien er hom of eieren aanwezig waren werd dit genoteerd.

Aanvullend werden drie locaties éénmalig bemonsterd gedurende een volledige dagcyclus van 24 uren (15-16/01/04) met een interval van drie uur, met de bedoeling om de exacte tijdstippen van de migratie (voor of na de avondschemering; gedurende de loop van de nacht, juist voor de ochtendschemering, gedurende de loop van de dag) na te gaan.

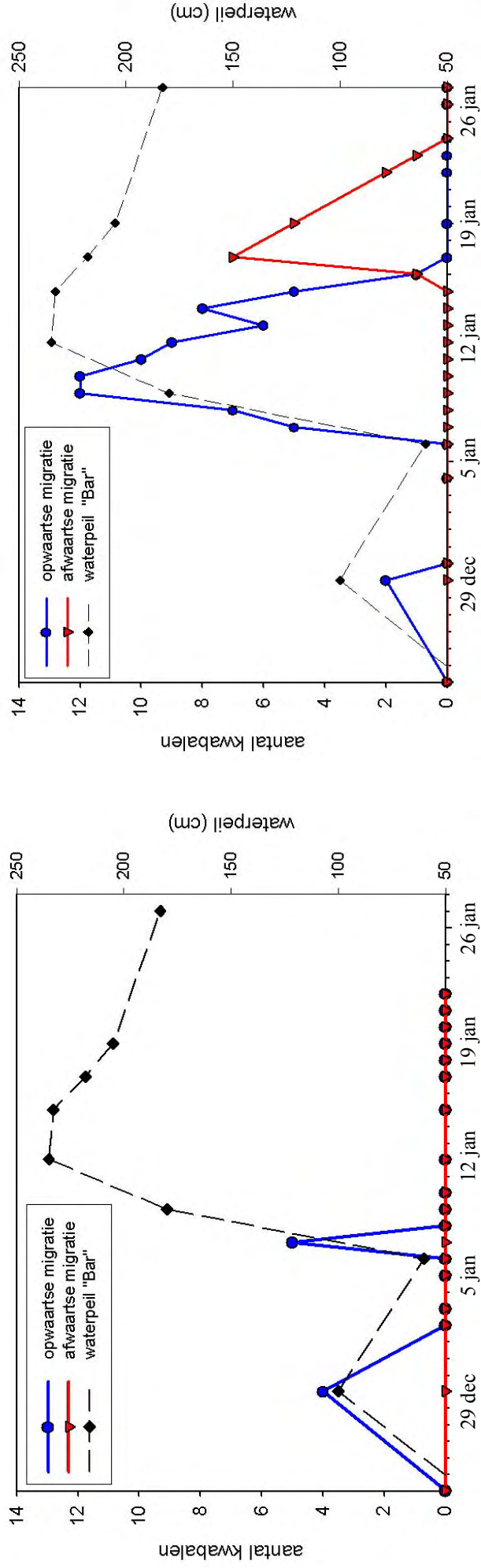
Het habitat van elk van de zeven zijbeken werd op één en dezelfde dag opgemeten, door per zijbeek 30 random metingen uit te voeren. Deze metingen werden telkens over de ganse lengte van de zijbeek (van bron tot monding) verspreid. Het opzet van deze habitatopmetingen was niet om een habitatgeschiktheidsmodel op te stellen voor het paaihabitat, vermits niet geweten is in welk gedeelte van de beek de kwabalen afpaaien, maar wel om na te gaan welk type zijbeken de kwabalen voornamelijk optrekken om te gaan paaien. Volgende habitatkenmerken werden opgemeten:

- diepte (cm);
- gemiddelde stroomsnelheid; dit is de stroomsnelheid gemeten op 0,4 X de hoogte van de waterkolom;
- substraat; dit werd ingedeeld in de klassen hard en zacht substraat, indien er veel kleine takjes op de bodem lagen (debris) werd dit eveneens genoteerd;
- % holle oever; dit werd geschat voor beide oevers over een trajectlengte van 10 m per meetpunt (5 m stroomop en 5 m stroomafwaarts van het meetpunt);
- % cover grazig en % cover door struiken, eveneens over een trajectlengte van 10 m;
- % wortels, eveneens over een trajectlengte van 10 m per meetpunt;
- % schaduw, eveneens over een trajectlengte van 10 m per meetpunt

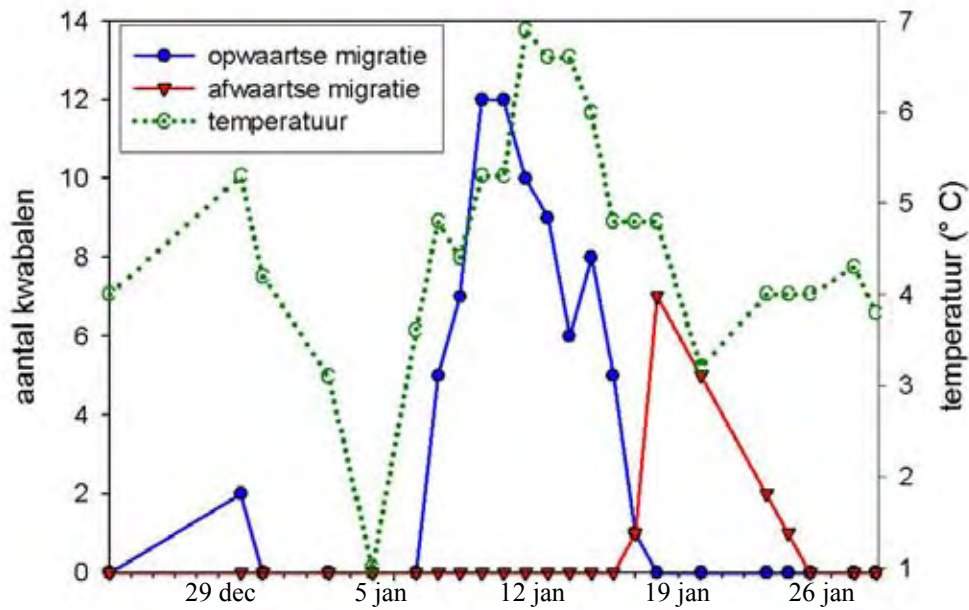
De verzamelde habitatgegevens werden vervolgens voor iedere zijbeek vergeleken met het totaal aantal gevangen kwabalen per zijbeek. Dit totaal aantal kwabalen werd berekend aan de hand van die gegevens die verzameld werden op bemonsteringsdagen waarop alle zijbeken tegelijkertijd werden bemonsterd (in totaal 11 dagen).

#### *Resultaten en bespreking:*

Het resultaat van de bemonsteringen door de lokale vrijwilligers (op quasi dagelijkse basis) wordt weergegeven in figuren 5.26 en 5.27 .



**Figuur 5.26:** Resultaten van de bemonsteringen op quasi dagelijkse basis. Links: resultaten voor 'Le forêt de Mont Dieu', Rechts: resultaten voor 'La Neuville-à-Maire' (gele balkjes op figuur 5.23). De blauwe curve (ronde symbolen) geeft de vangstaantallen van de stroomopwaarts migrerende kwabalen weer, de rode curve (neerwaartse driehoekjes) geeft de vangstaantallen van de stroomafwaarts migrerende kwabalen. De zwarte curve (streepslijn, ruitvormige symbolen) geeft het verloop van het waterpeil op de hoofdrijver (La Bar), opgemeten ter hoogte van de peillat te Sauvillat, weer.

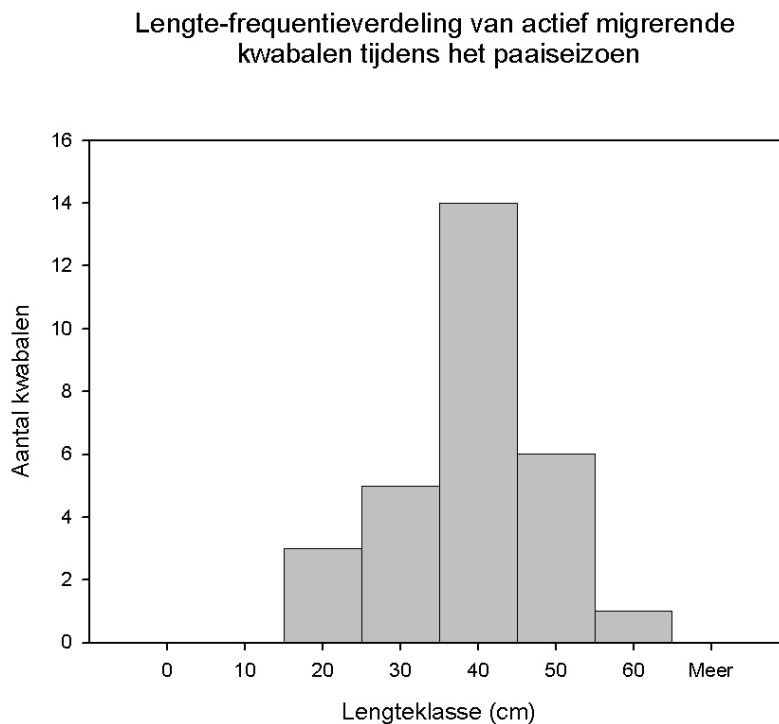


**Figuur 5.27:** Resultaat van de bemonsteringen op quasi dagelijkse basis voor de locatie 'La Neuville-à-Maire'. De blauwe curve (ronde symbolen) geeft de vangstaantallen van de stroomopwaarts migrerende kwabalen weer, de rode curve (neerwaartse driehoekjes) geeft de vangstaantallen van de stroomafwaarts migrerende kwabalen. De groene curve (streepjeslijn, open cirkelvormige symbolen) geeft het verloop van de gemiddelde dagelijkse watertemperatuur op de hoofdriever (La Bar), opgemeten ter hoogte van de peillat te Sauville, weer. Voor de andere locatie werd een gelijkaardig resultaat bekomen.

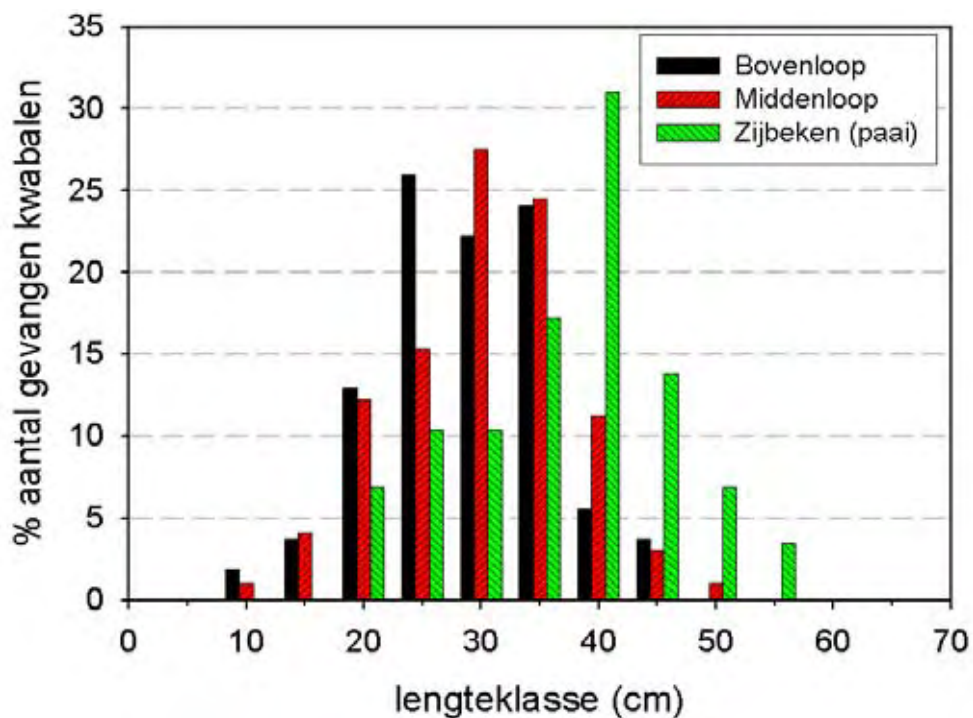
Uit figuur 5.26 blijkt duidelijk dat de optrek van de kwabaal sterk afhankelijk is van het waterpeil van de hoofdriever. Dit is logisch, vermits de zijbeken waar de kwabalen optrekken, in de zomer en nazomer normaal droog staan en zich pas vullen zodra de hoofdriever een bepaalde waterstand heeft bereikt. De optrek op de zijbeken kan dus pas beginnen zodra het waterpeil op de hoofdriever voldoende hoog is. In de zijbeek in het bos (fig. 5.26 links) werden duidelijk minder kwabalen gevangen dan in de andere zijbeek (fig. 5.26 rechts) tijdens de optrek, en helemaal geen tijdens de aftrek. Dit is waarschijnlijk te wijten aan het feit dat deze zijbeek veel breder is, waardoor de vangstefficiëntie van de fuiken sowieso lager is en aan de overvloed aan bladeren die in deze beek regelmatig terecht kwam in de fuik die met de mond stroomopwaarts gericht stond, waardoor de efficiëntie van de bemonstering quasi nihil werd. De zijbeek in La Neuville-à-Maire (fig. 5.26 rechts) kon wél met een goede efficiëntie worden bevist vermits deze beek smaller is en er geen bladeren in de fuiken terechtkwamen. Uit deze figuur blijkt dat de terugkeer van de kwabaal naar de hoofdriever pas begint als de optrek zo goed als volledig gedaan is. Bovendien begint de optrek reeds af te nemen nog voor de hoogste waterstand wordt bereikt. Vanaf 19/01/04 werden overigens enkel nog afgepaaide kwabalen gevangen, wat opnieuw het vermoeden sterkt dat zowel de optrek als de eigenlijke paai als de terugtrek naar de hoofdriever sterk gesynchroniseerd verlopen. De winter 2003-2004 werd ook gekenmerkt door een uitzonderlijk droge eerste helft. De reeds paarijpe kwabalen konden pas de zijbeken optrekken en afpaaien nadat er voldoende neerslag was gevallen (de waterstanden begonnen pas in de tweede week van januari te stijgen). Dit is een mogelijke factor die de synchronisatie van de optrek en paai nog heeft versterkt.

Aangezien de kwabalen die in de zijbeken gevangen werden reeds op de eerste dag van de optrek paairijp waren, lijkt het zeer waarschijnlijk dat de rijping van de gameten plaatsheeft in de hoofdrivier zelf. Opmerkelijk is ook dat de kwabaal na het afpaaien onmiddellijk terugkeert naar de hoofdrivier, na 26/01 kon geen enkele kwabaal meer worden gevangen op geen enkele locatie in de zijbeken. Bovendien blijkt deze terugtocht minder door het waterpeil te worden beïnvloed dan de optrek, de waterstand was immers nog steeds sterk verhoogd en er werd slechts een relatief kleine daling waargenomen gedurende de terugtrek van de kwabaal. Uit figuur 5.27 blijkt bovendien dat zowel de opwaartse als de afwaartse migratie door de temperatuur beïnvloed worden: de opwaartse migratie wordt gestimuleerd door een temperatuurstijging, terwijl de afwaartse migratie door een temperatuursdaling wordt gestimuleerd. De maximale temperatuur die tijdens de gehele paaiperiode werd waargenomen, bedroeg 7° C, de minimale temperatuur bedroeg 1° C. De watertemperatuur in de periode juist na de maximale optrek tot aan de eerste waarneming van afwaartse migratie varieerde tussen 5° en 7° C.

De lengtefrequentie-verdeling van alle kwabalen die werden opgemeten gedurende de hele bemonsteringsperiode wordt in figuur 5.28 weergegeven.



**Figuur 5.28:** Lengte-frequentiedistributie van het totaal aantal actief migrerende kwabalen dat gevangen werd (op alle door ons bemonsterde locaties) tijdens het paaiseizoen 2003-2004.



**Figuur 5.29:** Vergelijking van de lengte-frequentiedistributies van kwabalen uit de boven- en middenloop (bemonsterd tijdens zomerperiode) en de zijkbenen (bemonsterd tijdens de paaiperiode). Grootte van de lengteklasse is vijf cm, dwz. lengteklasse 10 bevat die individuen met een lengte tussen 5 en 10 cm. In de Y-as wordt het aantal kwabalen in elke lengteklasse weergegeven als percentage van het totaal aantal kwabalen dat in de boven- resp. de middenloop en in de zijkbenen werd gevangen.

Uit figuren 5.28 en 5.29 blijkt dat het grootste percentage (45 %) van de optrekkende kwabalen vertegenwoordigd wordt door de lengteklasse 40 cm (d.w.z. van 35 tot 40 cm). De lengteklassen 10, 15 en 20 cm zijn zwak vertegenwoordigd op de zijkbenen, hoewel deze lengteklassen veelvuldig werden aangetroffen tijdens de habitatbevestigingen gedurende de zomer en nazomer van 2003. Uit figuur 5.28 blijkt dat er gedurende het paaiseizoen voornamelijk grotere kwabalen de zijkbenen optrekken, hoewel de populatie in de hoofdrijver voornamelijk bestaat uit kleine (tot 20 cm) en middelgrote (20-30 cm) kwabalen. Met behulp van een Kruskal-Wallis test werd nagegaan of de gemiddelde lengte van de kwabalen verschilde naargelang de plaats waar ze werden aangetroffen (zijkbenen, boven- en middenloop). Deze bleek significant te verschillen ( $H_{(2, N = 139)} = 18.34; P < 0.01$ ). Kwabalen uit de zijkbenen bleken gemiddeld groter dan kwabalen uit de bovenloop ( $P < 0.01$ ) en dan kwabalen uit de middenloop ( $P < 0.05$ ). De gemiddelde lengte van kwabalen in de bovenloop is dezelfde als die van kwabalen in de middenloop ( $P > 0.05$ ). De grootste kwabaal die werd aangetroffen in een zijbeek bedroeg 54 cm.

Voor de opgemeten habitatgegevens werden eerst de mogelijke correlaties nagegaan; het bleek dat er weinig habitatvariabelen met elkaar gecorreleerd waren (tabel 5.28). De diepte is vrij sterk gecorreleerd met de breedte van de waterloop, en het percentage beschaduwing op de waterloop is logischerwijze zeer sterk gecorreleerd met de aanwezigheid van cover door struiken en bomen. Een multiële regressie-analyse (tabel 5.29) werd uitgevoerd waarbij het

logaritmisch getransformeerde aantal kwabalen gevangen op elke locatie (  $\log(\text{aantal kwabalen} + 1)$  ) de afhankelijke variabele, en de diepte, gemiddelde stroomsnelheid, grazige cover en cover door struiken als onafhankelijke variabelen werden beschouwd. Opvallend was ook dat in geen enkel van de opgemeten zijlopen wortels of holle oevers voorkwamen, nochtans beide habitatkenmerken die buiten de paaiperiode werden geprefereerd door de kwabaal.

**Tabel 5.28:** correlaties tussen de verschillende onafhankelijke variabelen opgemeten voor de analyse van het gebruik van verschillende zijbeken door de kwabaal tijdens de paaiperiode. Holle oever en wortels werden niet in deze tabel opgenomen vermits ze op geen enkele zijbeek werden aangetroffen.

	diepte	Vgem	breedte	cover grazig	cover struik	schaduw
diepte	---	0,48 ns	<b>0,78</b> *	0,31 ns	0,49 ns	0,44 ns
Vgem		---	0,53 ns	0,68 ns	0,56 ns	0,57 ns
breedte			---	0,54 ns	0,56 ns	0,58 ns
cover grazig				---	0,40 ns	0,44 ns
cover struik					---	<b>0,99</b> ***
schaduw						---

**Tabel 5.29:** Resultaat van een forward multiple regressie met  $\log(\text{aantal kwabalen} + 1)$  als afhankelijke en de verschillende opgemeten habitatvariabelen van de zijbeekjes (diepte, stroomsnelheid, grazige cover, cover door struiken) als onafhankelijke variabelen.  $R = 0.92$ ;  $R^2 = 0.86$ ; adjusted  $R^2 = 0.83$ ;  $F(1,5) = 31.15$ ;  $P < 0.05$

	Beta	Std. Fout	B	St. fout	T(5)	p-waarde
Intercept			-0.71	0.25	-2.8	< 0.05
diepte	0.93	0.17	0.027	0.005	5.6	< 0.01

Uit de analyse blijkt dus dat vooral de diepte bepalend is voor het aantal kwabalen dat een zijbeekje zal optrekken. Omdat er op één bepaalde zijbeek (La Neuville-à-Maire) uitzonderlijk veel kwabalen werden aangetroffen, en dit juist een diepe locatie is, werd de analyse nog eens overgedaan op de gegevensset maar zonder de gegevens van deze zijbeek. Opnieuw bleek echter dat de diepte de enige belangrijke variabele was die het aantal optrekkende kwabalen kon verklaren. Aangezien de breedte met de diepte gecorreleerd is, kan men besluiten dat de kwabaal voornamelijk de diepere en bredere zijbeken optrekt. Hoewel er een bijzonder hoge  $R^2$ -waarde werd gevonden, dient men deze analyse als een kwalitatieve analyse te beschouwen; de voorspellende waarde is eerder beperkt doordat het bekomen model op slechts een beperkt aantal waarnemingen is gebaseerd.

*Besluiten:*

- de opwaartse migratie wordt gestimuleerd door een stijging van het waterpeil én door een stijging van de watertemperatuur;
- de afwaartse migratie wordt sterk beïnvloed door een daling van de watertemperatuur, en in mindere mate eveneens door een daling van het waterpeil;
- de minimale temperatuur tijdens de ganse periode van de op- en afwaartse migratie bedroeg 1° C, de maximale temperatuur bedroeg 7° C;
- de temperatuur tijdens de vermoedelijke periode van eiafzetting varieerde tussen 7° en 5° C;
- de kwabalen migreren vooral op de diepere zijbeken;
- het zijn vooral de grotere en dus oudere exemplaren die tijdens de paaimigratie werden waargenomen.

**5.9 Thermisch habitat van de kwabaal***Inleiding en doelstelling:*

Verschillende auteurs merken op dat lage watertemperaturen een noodzakelijke voorwaarde zijn voor een geslaagde reproductie (BAILEY, 1972; BONAR et al., 2000; LAHNSTEINER et al., 1997). Hierbij worden temperaturen vernoemd tussen 0.4-4° C (DE NIE, 1996), 0.6-1.7° C (PHILIPPART & VRANKEN, 1983), 0-5° C (LAHNSTEINER et al., 1997). Uit het onderzoek naar de paaimigratie (§ 5.8.2) weten we dat de kwabaal in het studiegebied in Frankrijk zich tijdens onze metingen heeft voortgeplant bij temperaturen tussen 0-7° C. In het onderzoekscentrum van het I.B.W. in Linkebeek lag de ideale watertemperatuur voor de artificiële reproductie van de kweekdieren afkomstig uit het studiegebied en de incubatie van hun eitjes tussen 4 en 6° C. Hogere (7° C) en lagere temperaturen (2.5° C) leken minder geschikt. In dit onderzoeksluik zal worden getracht om:

- na te gaan of er verschillen zijn tussen de watertemperatuur in de hoofdriever (La Bar) en in een zijbeek waarin de kwabaal vermoedelijk paait;
- aan de hand van beperkte gegevenssets voor een aantal Vlaamse waterlopen na te gaan of hun temperatuursregime op jaarbasis geschikt is voor een herintroductie van de kwabaal;
- met een uitgebreide gegevensset voor één Vlaamse waterloop in detail na te gaan of het temperatuursprofiel gedurende de winterperiode in bepaalde jaren ongeschikt is voor de reproductie van de kwabaal.

*Materiaal en methode:*

De watertemperaturen werden steeds met een ONSET Tidbit thermologger opgemeten, met een interval van één meting per uur. In de hoofdriever (La Bar) werd de temperatuur opgemeten van 30/10/2003 t.e.m. 20/11/2004 en in de onderzochte zijbeek, (Ferme-à-Bar, figuur 5.24) van 30/10/2003 t.e.m. 30/03/2004. De watertemperaturen van de Vlaamse rivieren werden door het I.N. opgemeten in de periode 2003-2004. Tabel 5.30 geeft een overzicht van de opgemeten waterlopen met de begin- en einddatum van de opmetingen.



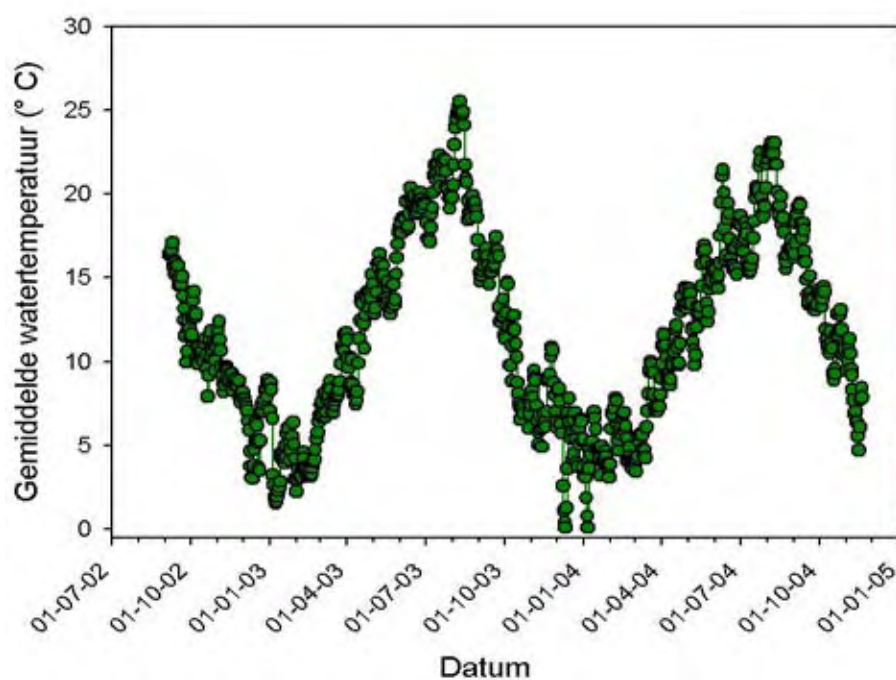
**Tabel 5.30:** Begin- en einddatum van de temperatuursmetingen voor de verschillende onderzochte rivieren.

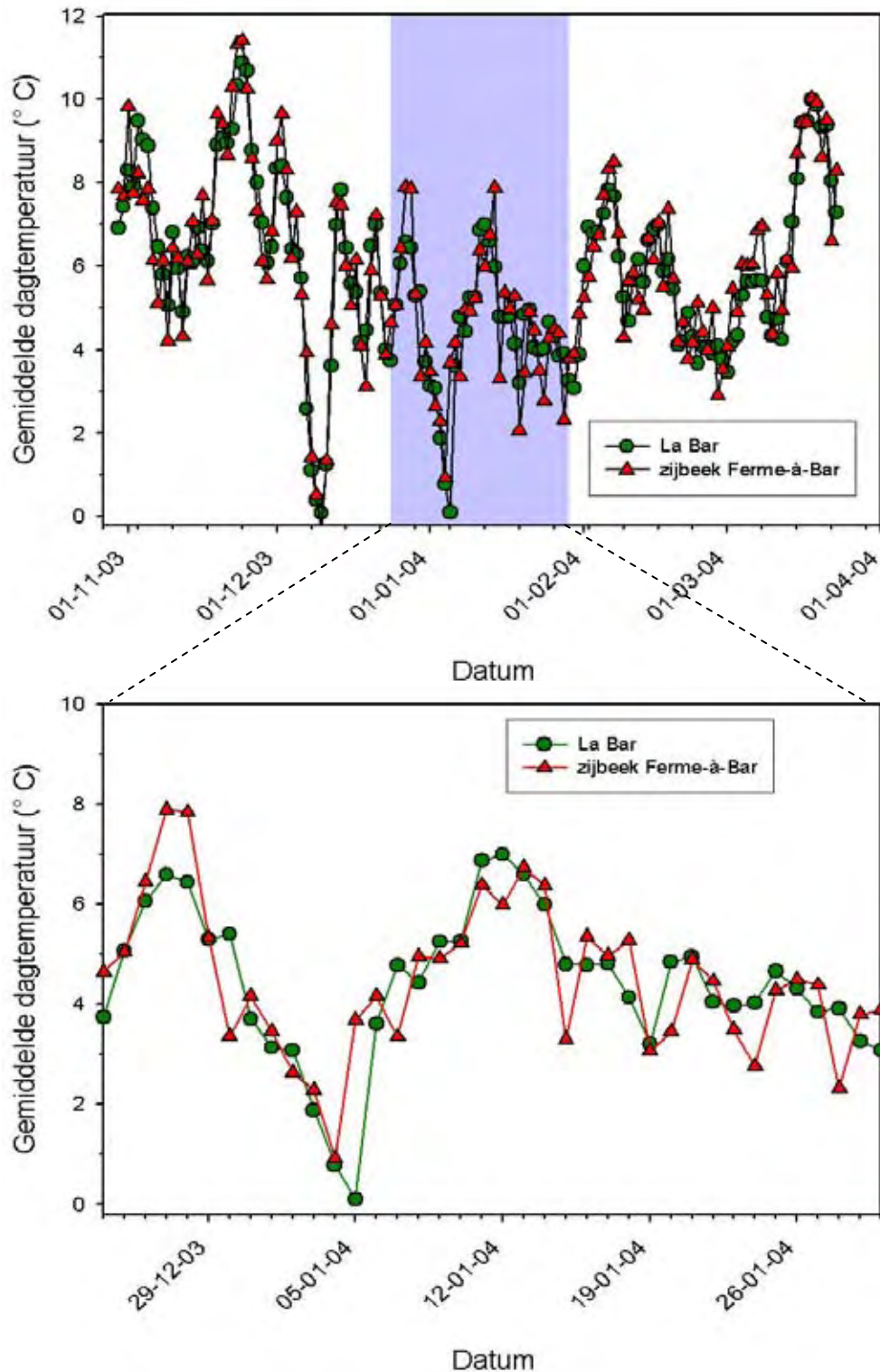
<b>rivier</b>	<b>begindatum</b>	<b>einddatum</b>
La Bar	6/09/2002	20/11/2004
Zijbeek Ferme-à-Bar	30/10/2003	30/03/2004
Grote Nete	19/03/2004	20/11/2004
Kleine Nete	19/03/2004	20/11/2004
Grote Gete	21/11/2003	20/11/2004
Kleine Gete	21/11/2003	20/11/2004
Zwalm	16/12/2003	20/11/2004
Zeeschelde	1/09/2002	9/02/2004

Daarnaast beschikken we op het IN over meer gedetailleerde gegevens voor de Grote Nete die verzameld werden in het kader van andere onderzoeksprojecten. Deze gegevens beslaan de periode 1996-2002. Alle gegevens werden omgerekend naar gemiddelde dagtemperaturen en vervolgens grafisch uitgezet en vergeleken. Voor de Grote Nete werd tevens nagegaan hoeveel dagen een temperatuur kleiner dan 4° C, tussen 4-5° c en groter dan 5° C werd aangetroffen tijdens de maanden december, januari en februari voor elk jaar.

#### *Resultaten:*

Ter illustratie worden in figuur 5.30 de gemiddelde dagtemperaturen op de rivier La Bar voor de ganse periode waarvoor metingen werden uitgevoerd voorgesteld.

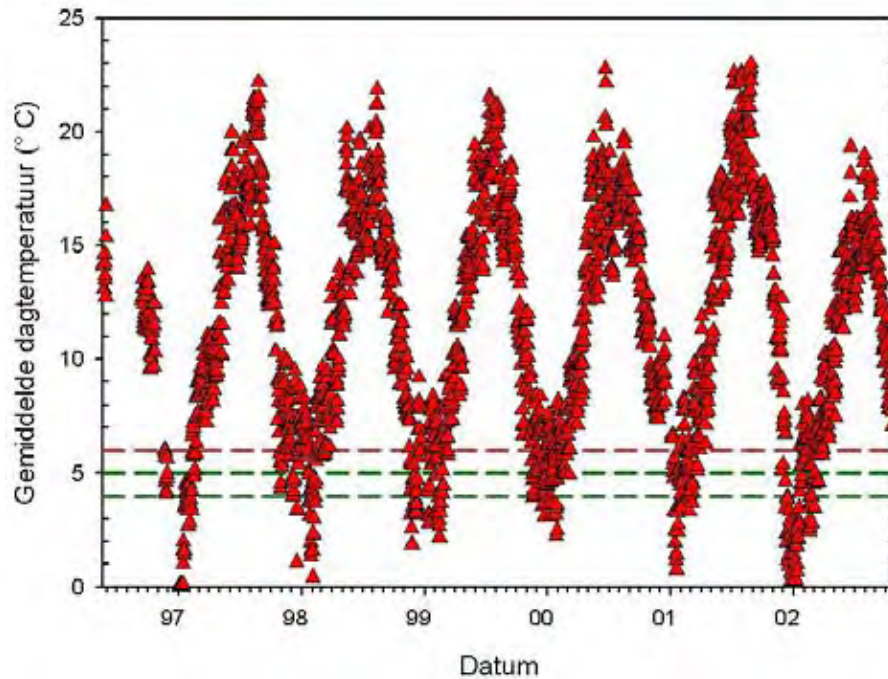
**Figuur 5.30:** gemiddelde dagtemperatuur in de rivier La Bar, gedurende de periode 6/9/2002-20/11/2004



**Figuur 5.31:** vergelijking van de gemiddelde dagtemperaturen in de rivier La Bar en in een van haar zijbeken waarin migrerende kwabalen werden waargenomen tijdens de paaiperiode. Boven: gedurende de periode 30/10/2003-30/03/2004, de gekleurde balk duidt de paaiperiode aan. Onder: detailopname van de gemiddelde dagtemperaturen tijdens de voortplantingsperiode (24/12/2003-29/01/2004).

De vergelijking tussen de hoofdrievier La Bar en een zijbeek waarin migrerende kwabalen werden aangetroffen, wordt weergegeven in figuur 5.31. In figuur 5.32 en tabel 5.31 wordt het temperatuursregime van de Grote Nete voor meerdere opeenvolgende jaren weergegeven.

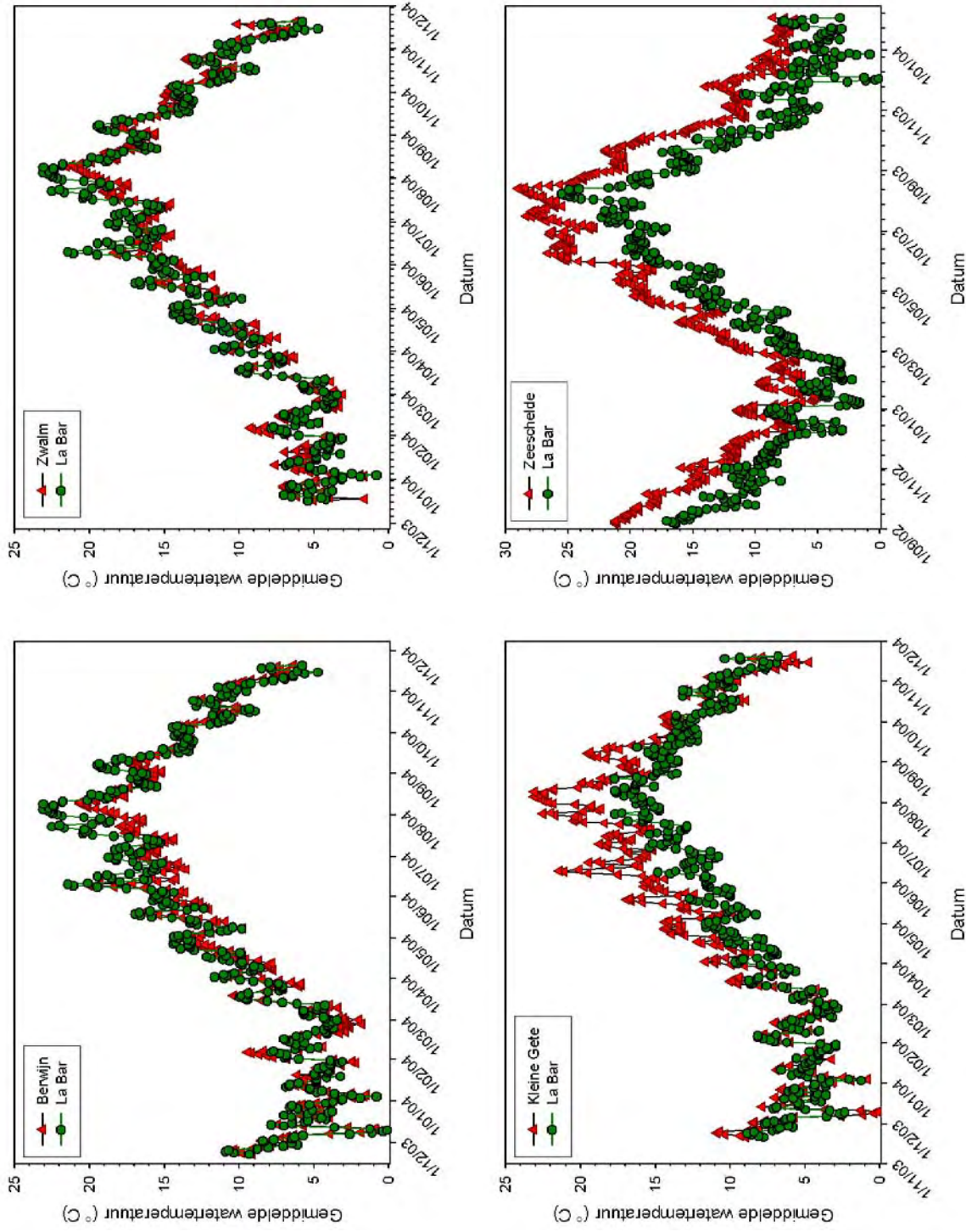
Het temperatuursregime van de Vlaamse waterlopen wordt in figuur 5.33 vergeleken met het corresponderend temperatuursregime van La Bar.



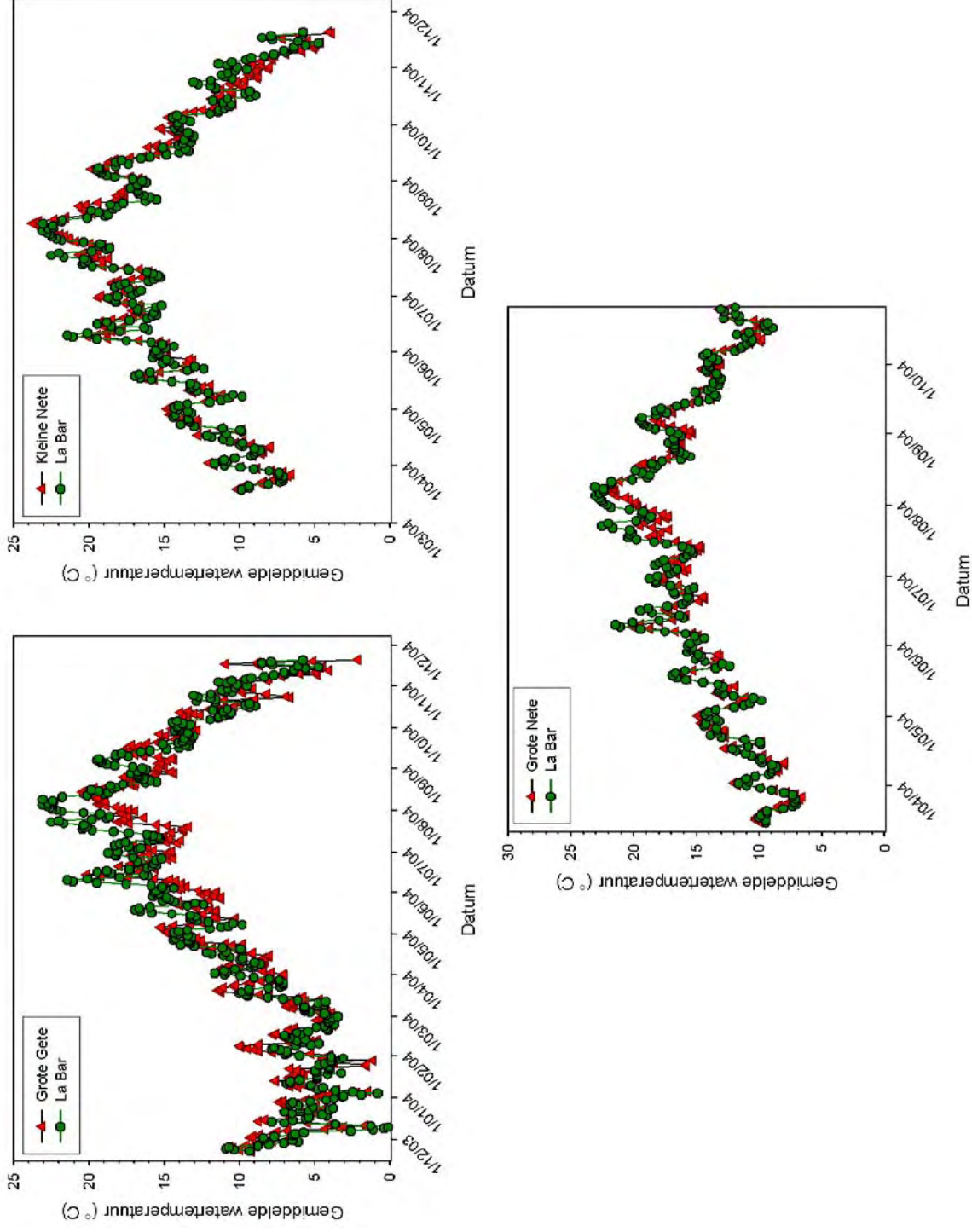
**Figuur 5.32:** gemiddelde dagtemperatuur in een Vlaamse rivier, de Grote Nete, gedurende meerdere opeenvolgende jaren. De rode stippellijn stelt de 6° C grens voor, de groene stippellijnen geven 4 respectievelijk 5° C aan.

**Tabel 5.31:** Het aantal dagen in de maanden januari, februari en december waarop de gemiddelde dagtemperatuur respectievelijk lager dan 4° C, tussen 4 - 5° C, tussen 5 – 7° C of hoger dan 7° C ligt. Het totaal aantal dagen van de maand waarvoor we over metingen beschikten wordt eveneens vermeld.

periode	aantal dagen	< 4° C	4-5° C	5-7° C	> 7° C
januari 1997	31	25	6	0	0
februari 1997	27	4	5	8	10
december 1997	31	3	6	10	12
januari 1998	31	8	4	13	7
februari 1998	28	11	3	4	14
december 1998	31	10	5	10	6
januari 1999	31	11	4	8	8
februari 1999	28	0	3	10	15
december 1999	31	3	9	13	6
januari 2000	31	8	3	14	6
februari 2000	29	0	2	17	10
december 2000	15	0	0	0	15
januari 2001	28	13	7	8	0
februari 2001	28	5	4	13	6
december 2001	31	24	1	2	4
januari 2002	31	18	4	7	2
februari 2002	28	8	3	14	3



**Figuur 5.33:** vergelijking van de gemiddelde dagelijkse watertemperaturen in de rivier La Bar met de temperaturen in Vlaamse rivieren. Boven links : vergelijking met de Berwijn, boven rechts: vergelijking met de Kleine Gete, onder links: vergelijking met de Zwalm, onder rechts: vergelijking met de Zeeschelde.



**Figuur 5.33 (vervolg):** vergelijking van de gemiddelde dagelijkse watertemperaturen in de rivier La Bar met de temperaturen in Vlaamse rivieren. Boven links : vergelijking met de Grote Gete, boven rechts: vergelijking met de Kleine Nete, onder: vergelijking met de Grote Nete.

*Bespreking:*

Uit figuur 5.30 blijkt dat in de zomermaanden een maximale temperatuur rond de 25° C wordt gehaald in de rivier La Bar. Gedurende de winterperiode (december tot en met februari) wordt een maximale temperatuur van 10° C en een minimale temperatuur van 0° C gehaald. Meestal schommelt de wintertemperatuur rond de 5° C.

Uit figuur 5.31 blijken er geen noemenswaardige temperatuursverschillen te bestaan tussen de zijbeek en de hoofdriever La Bar. Mogelijk warmen de zijbeken in het voorjaar sneller op waardoor er meer voedsel voor de larven beschikbaar zou kunnen zijn, maar we beschikken niet over de gegevens om dit te kunnen bevestigen.

Tijdens de winterperiodes van 1997 tot en met 2002 waren er vier winters waarin de watertemperatuur van de Grote Nete zo goed als of volledig het vriespunt bereikte (figuur 5.32). Daarnaast waren er twee winters (1999 en 2000) waarin de temperatuur iets minder zakte maar toch nog steeds een aantal dagen lager dan 5° C was (tabel 5.31). Zo bleken in de winter van 1999 er 21 dagen te zijn waarop de temperatuur lager dan 4° C was en 12 dagen waarop de temperatuur tussen de 4-5° C bedroeg. In de winter van 2000 waren dit 11 dagen met een temperatuur lager dan 4° C en 14 dagen met een temperatuur tussen de 4-5° C. Mits het nodige voorbehoud kunnen we dan ook stellen dat het temperatuursverloop in de Grote Nete en andere gelijkende Vlaamse rivieren gedurende de winterperiode geschikt is voor de reproductie van de kwabaal.

In de zomerperiodes werd er net zoals op de rivier La Bar nooit een maximale temperatuur gehaald van meer dan 25° C. Indien de maximumtemperatuur al beperkend zou zijn voor de kwabaal, lijkt het temperatuursverloop van de Grote Nete in de zomerperiodes geen enkel probleem te zijn voor de overleving van de kwabaal.

Men zou voorzichtig kunnen stellen dat het temperatuursregime van de meeste opgemeten Vlaamse rivieren dat van de rivier La Bar uit het studiegebied goed benadert (figuur 5.33). Voor de Kleine Gete en de Zeeschelde lijkt het er op dat de gemiddelde dagtemperaturen gedurende een groot gedeelte van respectievelijk het ganse jaar door hoger liggen dan die van de rivier La Bar. De Kleine Gete lijkt in de zomerperiode sneller en sterker op te warmen dan de Bar. De Zeeschelde is dan weer een totaal ander systeem waarbij de invloed van getijden en het zeeklimaat zonder enige twijfel een invloed kunnen hebben op de resultaten. Om duidelijke conclusies te kunnen trekken uit deze vergelijking zijn er echter gegevens van meerdere opeenvolgende jaren nodig voor zowel de Vlaamse rivieren als voor de rivier La Bar.

*Besluiten:*

Mits de nodige voorzichtigheid kunnen we stellen dat:

- de temperatuur in de paaiplaatsen tijdens de voortplantingsperiode dezelfde is als de temperatuur in de hoofdriever La Bar;
- er in de Grote Nete gedurende meerdere opeenvolgende jaren geschikte temperaturen voor de voortplanting van de kwabaal werden opgemeten tijdens de paaiperiode;
- de meeste Vlaamse rivieren een niet of weinig afwijkend temperatuursprofiel hebben van dat van de rivier La Bar.

## 6. Potentieel geschikte stilstaande en stromende waters voor de kwabaal in Vlaanderen

In principe komen alle grote en kleinere waterlopen in Vlaanderen in aanmerking voor herintroductie van de kwabaal zolang er aan een aantal voorwaarden voldaan is. Deze voorwaarden houden in dat de waterkwaliteit voldoende hoog dient te zijn, er voldoende geschikte microhabitats voor de adulte en subadulte kwabalen aanwezig moeten zijn, en er paaiplaatsen in de vorm van geschikte zijbeken aanwezig dienen te zijn. Voor de waterkwaliteit dient de Chemische Index over het ganse jaar lager dan of gelijk aan 7 te zijn. De microhabitats voor adulte en subadulte kwabalen worden gekenmerkt door schuilplaatsen in de oever, met name de aanwezigheid van holle oevers. De paaiplaatsen tenslotte worden gedefinieerd als zijnde de zijbeken met een matige stroomsnelheid, en met veel vegetatie (zowel moeras- als aquatische vegetatie).

De mogelijkheid bestaat echter wel dat de watertemperatuur van waterlopen die dicht bij de kust zijn gelegen gedurende de winterperiode hoger is dan die van de meer landinwaarts gelegen waterlopen, wat zou kunnen resulteren in een afname van de mogelijkheid om te paaieren. Om dit te achterhalen zouden de watertemperaturen van waterlopen dicht bij de kust tijdens de winterperiode moeten vergeleken worden met de temperaturen van meer landinwaarts gelegen waterlopen. Dit viel echter buiten de mogelijkheden van deze studie.

De beoordeling van stilstaande waters op hun potentiële geschiktheid voor de kwabaal is niet mogelijk op basis van de gegevens die werden verzameld.





## 7. Evaluatie van de geschiktheid voor het herstel van kwabaalpopulaties in twee te selecteren waterlopen

### 7.1 Inleiding en doelstelling:

Vermits uit het vorige luik (§ 6) blijkt dat in principe alle Vlaamse waterlopen in aanmerking komen, werden meerdere waterlopen uit verschillende bekkens en provincies geselecteerd voor evaluatie. De doelstelling van dit onderzoeksluik is om de geschiktheid van deze waterlopen voor de kwabaal te evalueren op basis van:

- de waterkwaliteit;
- het paaihabitat;
- het habitat voor adulte en subadulte kwabalen.

### 7.2 Materiaal en methode:

In totaal werden voor acht verschillende waterlopen twee grote trajecten van 500 meter bestudeerd. Voor de Grote Nete werd dit nog aangevuld met één bijkomend 500 m-traject. Deze trajecten werden ingedeeld in kleinere trajecten van 50 meter, waarbij afwisselend een traject werd opgemeten en een traject werd overgeslagen, zodat er uiteindelijk per 500 meter vijf trajecten van 50 meter werden opgemeten, die niet aan elkaar grensden. De bestudeerde waterlopen waren: de Grote Nete, de Aabeek, de Bosbeek, de Zwarte Beek, de Velp, de Itterbeek, de Ijse en de Zwalm.

De opmetingen voor de evaluatie van het microhabitat werden uitgevoerd op dezelfde manier als beschreven in § 5.4, in de periode juni-juli 2004 en er werd steeds opgemeten bij basisdebiet. De variabelen die werden opgemeten waren de diepte, de stroomsnelheid, overwegend substraattypen (hard/zacht), holle oever, inhangende vegetatie, overhangende vegetatie, en debris.

In dezelfde periode werd ook het paaihabitat opgemeten in de aanwezige zijbeken van elk traject. Hiervoor werden in elke zijbeek 10 trajecten van 10 meter opgemeten, waarbij de afstand tussen twee opeenvolgende trajecten steeds minimaal 10 meter bedroeg. Voor elk traject werden voor volgende variabelen een schatting gemaakt:

- percentage van de totale oeverlengte met een holle oever;
- percentage van de totale oeverlengte waar wortels in de oever voorkomen;
- percentage van de totale oeverlengte begroeid met overhangende cover;
- percentage van de totale oeverlengte begroeid met inhangende vegetatie;
- percentage van de oppervlakte van het traject dat beschaduwde is (schaduw);
- percentage van de oppervlakte van het traject met debris;
- percentage van de oppervlakte van het traject dat bedekt is met macrofyten.

Daarnaast werden de diepte (tot op 1 cm nauwkeurig) en de stroomsnelheid (tot op 1 cm/s nauwkeurig) met behulp van een peilstok respectievelijk een Marsh-McBirney FloMate stroomsnelheidsmeter in elk 10 meter traject op drie willekeurige meetpunten opgemeten. Het gemiddelde van deze metingen is dan de maat voor de diepte respectievelijk de stroomsnelheid.

Vervolgens werden de bestudeerde trajecten geëvalueerd door toepassen van de opgestelde modellen op de opgemeten gegevens. De uiteindelijk door de modellen voorspelde waarden werden steeds afgerond naar nul indien het een negatief getal betrof, en afgerond naar het dichtstbijzijnde geheel getal indien het een positief getal betrof. De voorspelde waarden werden in aantal kwabalen per 100 meter uitgedrukt voor de adulte en subadulte kwabalen, en in aantal 0+ kwabalen per 10 meter voor het paaihabitat. Vervolgens werd op basis van deze waarden een beoordeling gemaakt van het habitat (tabellen 7.1 en 7.2). Voor de beoordeling van het habitat voor de adulte en subadulte kwabalen werd het habitat ongeschikt bevonden als het model voorspelt dat er geen kwabalen kunnen voorkomen. Wanneer het voorspelde aantal adulte en subadulte kwabalen groter dan nul was, maar lager dan het gemiddelde van de ganse gegevensset (over alle waterlopen), werd het habitat als middelmatig geschikt beschouwd. Indien het voorspelde aantal groter was dan de gemiddelde waarde, werd het habitat als uitstekend geschikt beschouwd. Voor de beoordeling van het habitat voor de juveniele kwabalen werd een andere indeling toegepast aangezien het hier om een multiële regressiemodel gaat waarbij de nulwaarde slechts zelden voorkomt. Daarom werd beslist de indeling te baseren op de aantallen die werden aangetroffen in de zijbeken in Frankrijk (tabel 7.2). Uit het fuikenonderzoek bleek dat de diepte de enige variabele was die belangrijk was in het bepalen van de geschiktheid van het paaihabitat. Nochtans vonden we voor het juveniel habitat dat er meer variabelen van belang waren: de totale hoeveelheid vegetatie die aanwezig is in de beek (oever-, moeras- en ondergedompelde vegetatie), de gemiddelde stroomsnelheid en de hoeveelheid overhangende cover (bomen en struiken). Vermits de criteria voor het juveniel habitat strenger zijn dan de criteria die werden gevonden voor het paaihabitat, werd besloten om de criteria voor het juveniel habitat te gebruiken voor de evaluatie van het paai- en opgroeihabitat. In de verdere tekst zal dit habitat ‘het paaihabitat’ worden genoemd, waarmee dus wordt gerefereerd naar een biotoop dat dienst doet zowel als paaihabitat als opgroeihabitat voor de 0+ kwabalen.

Een laatste beoordeling die diende te worden gemaakt, was die voor de waterkwaliteit. Volgens deze werkwijze werd de waterkwaliteit van elk traject beoordeeld op basis van de Chemische Index (CI). De CI mocht een maximale waarde gelijk aan 7 bedragen (zodra de CI groter was dan 7 kreeg het traject een beoordeling “ongeschikte waterkwaliteit”). De waterkwaliteitsgegevens werden bekomen via de meetdatabank van de Vlaamse Milieumaatschappij ([www.vmm.be](http://www.vmm.be)) en omgerekend naar de CI conform de methode beschreven in § 4.3. De CI werd voor elke maand (indien gegevens beschikbaar) van het meest recente jaar waarvoor gegevens beschikbaar waren berekend, en er werd steeds getracht de gegevens zo dicht mogelijk bij of in het bestudeerde traject te gebruiken. Van zodra er één meting op jaarbasis een  $CI > 7$  bedroeg, werd de waterkwaliteit als ongeschikt beschouwd.

De resultaten van de habitatevaluaties en van de beoordeling van de waterkwaliteit worden in de verdere tekst per waterloop in tabelvorm weergegeven, bovendien worden voor elke rivier de evaluaties van het habitat voor subadulte en adulte kwabalen en van het larvaal/juveniel/paaihabitat grafisch voorgesteld in een kaart.

**Tabel 7.1:** beoordeling van het habitat op basis van het door het micromodel voorspelde aantal kwabalen, met de daarbij toegepaste kleurcodes: uitstekend – middelmatig – ongeschikt

Beoordeling habitat	Aantal voorspelde adulte en subadulte kwabalen per 100 meter lengte
Ongeschikt	0
Middelmatig	1-4
Uitstekend	> 4

**Tabel 7.2:** beoordeling van het paaihabitat op basis van het opgestelde multiële regressiemodel, met de daarbij toegepaste kleurcodes: geschikt – middelmatig – afwezig

Beoordeling paaihabitat	Aantal voorspelde 0+ kwabalen per 10 meter lengte
Afwezig	0-6
Middelmatig	7-9
Geschikt	> 9

Aan de hand van de gegevens werd voor elk traject waar één of meerdere negatieve beoordelingen werden gemaakt nagegaan welke levensstadia hierbij betrokken zijn en welke variabelen aan de basis van deze beoordeling(en) liggen. Op basis hiervan werden uiteindelijk aanbevelingen geformuleerd.

### 7.3 Resultaten en bespreking:

#### 7.3.1 Grote Nete

##### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Grote Nete is in principe overal geschikt, er werd in de laatste jaren nergens een CI > 7 aangetroffen (YSEBOODT *et al.*, 2002).

##### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.3 blijkt dat er in de drie bestudeerde locaties geschikt paaihabitat voorkomt.

**Tabel 7.3:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Grote Nete. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

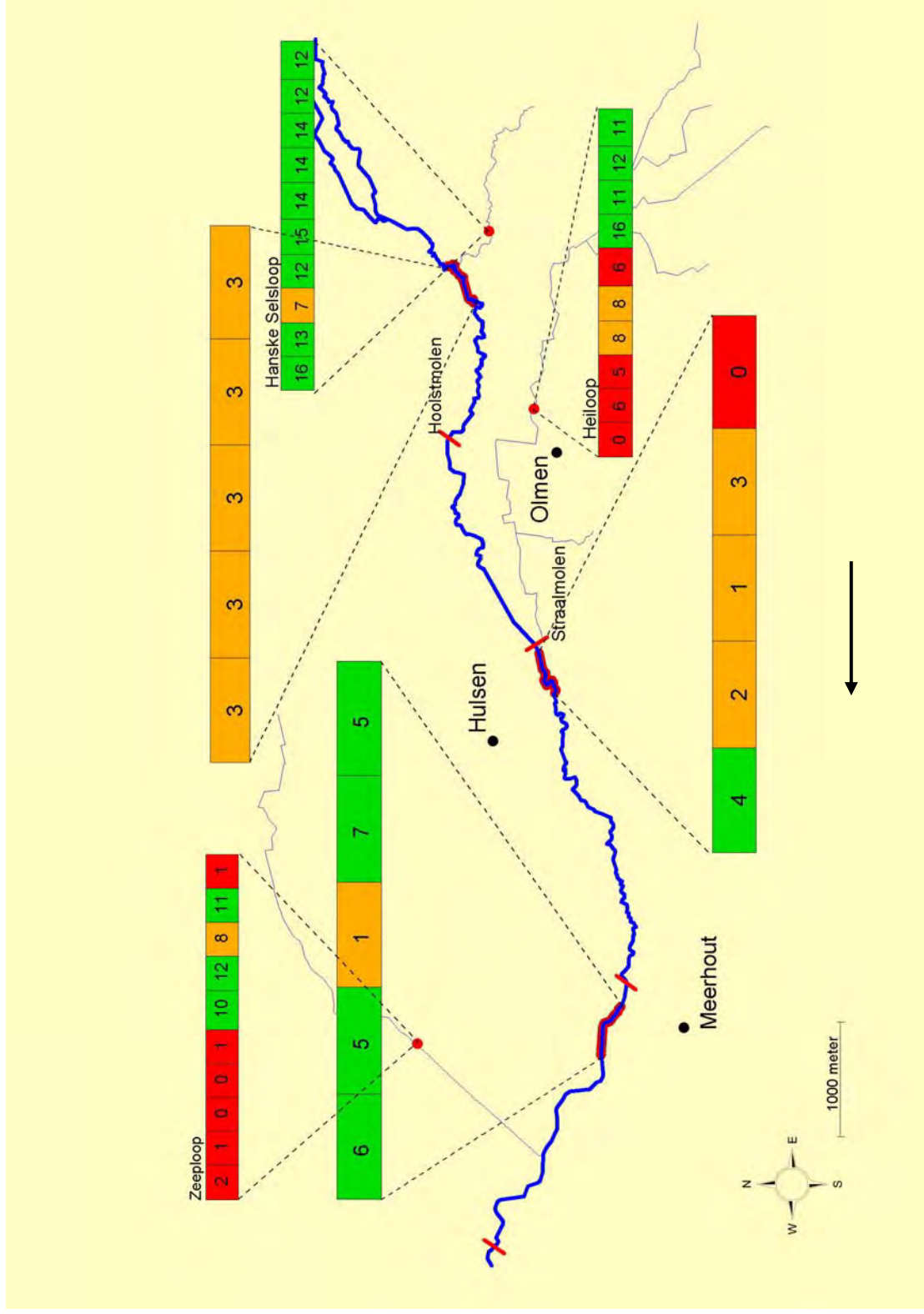
Traject nr.	Loc. Meerhout Zeeploop	Loc. Straalmolen Heilooop	Loc. Balen Hanske Selsloop
1	1	0	12
2	11	6	12
3	8	5	14
4	12	8	14
5	10	8	14
6	1	6	15
7	0	16	12
8	0	11	7
9	1	12	13
10	2	11	16

#### *Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

In tabel 7.4 worden de resultaten van de evaluaties met behulp van de opgestelde habitatgeschiktheidsmodellen voorgesteld.

**Tabel 7.4:** De voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Grote Nete, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: **uitstekend** – **middelmatig** – **ongeschikt**.

Traject nr.	Loc. Meerhout	Loc. Straalmolen	Loc. Balen
1	6	4	3
2	5	2	3
3	1	1	3
4	7	3	3
5	5	0	3



**Figuur 7.1:** Evaluatie van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Grote Nete voor subadulte en adulte (hoofdriever) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdriever) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigratieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

De aanwezigheid van geschikte paaiplaatsen en de goede waterkwaliteit duiden op een hoge potentiële waarde van de drie bestudeerde trajecten. De habitatgeschiktheid voor de adulte en subadulte kwabalen is globaal genomen goed voor de locatie te Meerhout, varieert van goed tot slecht voor de locatie aan de Straalmolen, en is overall middelmatig geschikt voor de locatie te Balen. Deze middelmatige geschiktheid is te wijten aan het te weinig voorkomen van microhabitats met holle oevers. Bij de habitatopnames op de zijbeek de Heilooop aan de locatie 'Straalmolen', konden we waarnemen dat er recentelijk op enkele plaatsen ruimingën waren uitgevoerd. Alle geruimde trajecten bleken weinig tot niet geschikt voor de paai van de kwabaal.

### *Aanbevelingen*

Gezien de goede waterkwaliteit en de aanwezigheid van voldoende geschikte paaimogelijkheden voor de kwabaal, hebben de drie trajecten een grote potentie voor de kwabaal. Herintroductie van de kwabaal op de Grote Nete is dan ook te overwegen. Het valt wel aan te bevelen het ruimen van zijbeken zoveel mogelijk te vermijden. Alle trajecten op de Heilooop waarvan werd waargenomen dat ze geruimd waren geweest scoorden zonder uitzondering slecht. De kwabaal heeft als paai- en voornamelijk als opgroeihabitat voor de juvenielen zijbeken nodig waarin voldoende vegetatie (dit kan zowel moeras-, oever-, als ondergedompelde vegetatie zijn) voorkomt. Het habitat voor de adulte en subadulte kwabalen kan worden verbeterd door de inbreng van groot dood hout (boomstammen en grotere takken) in de rivier (JOHNSON et al., 2003), zodat door afbuiging van de waterstroom vanzelf oevers onderspoeld zullen worden. Om afkalving van de oevers tegen te gaan en het proces van het vormen van holle oevers te bevorderen, is het aan te raden om de oevervegetatie zo weinig mogelijk te maaien. Op die manier kunnen er zich struiken en bomen op de oever vestigen, waar ze met hun wortelstelsel het afkalven van onderspoelde (uitgeholde) oevers belemmeren (COWX & WELCOMME, 1998).



**Figuur 7.2:** de Grote Nete op het moment van habitatopname (06/2004); Links: locatie te Balen; Rechts boven: locatie aan de Straalmolen; Rechts onder: paai/larvaal/juveniel habitat in de Hanske Selsloop.

### 7.3.2 De Aabeek

#### Waterkwaliteit

De waterkwaliteit in de Aabeek is in principe overal geschikt (tabel 7.5), er werd in de laatste jaren nergens een  $CI > 7$  aangetroffen (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.5:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde ( $CI > 7$ ) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Aabeek Reppel	7	4.4	1.2	0
Aabeek Gielismolen	5	3.8	0.7	0

#### Paaihabitat

Uit tabel 7.6 blijkt dat er in het traject aan de Gielismolen een zijbeek voorkomt waarin geschikte paaihabitats aanwezig zijn. Stroomopwaarts van deze zijbeek, boven een migratieknelpunt (molen), ligt een tweede zijbeek met geschikte paaihabitats. Aan de locatie te Reppel werden geen zijbeken gevonden en daarom werd onderzocht of er in de Aabeek zelf paaihabitat aanwezig was, maar op deze locatie bleek geen geschikt paaihabitat aanwezig te zijn.

**Tabel 7.6:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Aabeek. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Reppel	Loc. Gielismolen	
	Aabeek	Gielisbeek	Hommelbeek
1	0	9	2
2	0	10	6
3	0	10	3
4	0	10	5
5	0	12	13
6	0	12	12
7	0	13	7
8	0	12	12
9	0	12	12
10	0	12	5

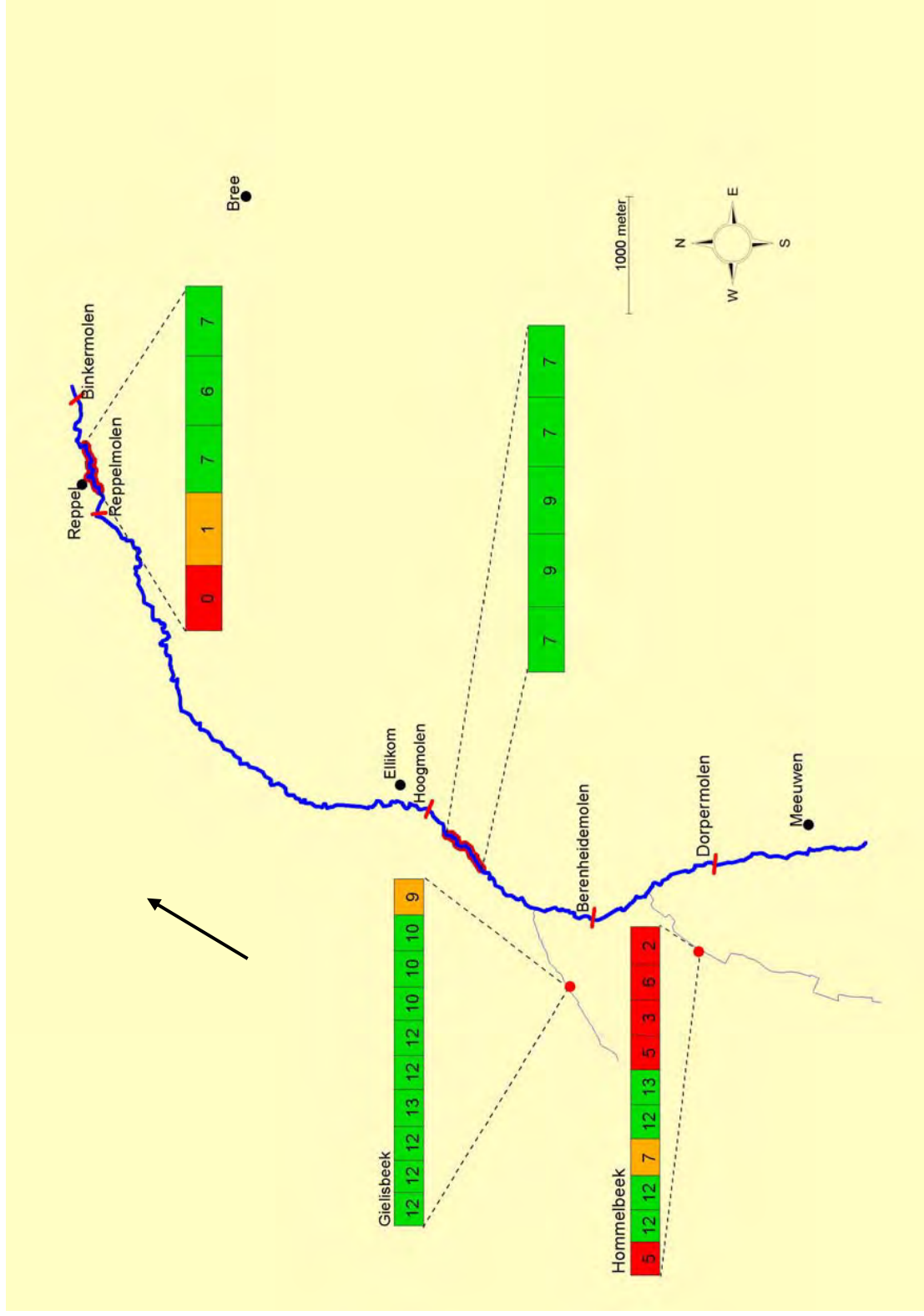


*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

Uit tabel 7.7 blijkt dat op beide locaties trajecten voorkomen die geschikt zijn voor adulte en subadulte kwabalen.

**Tabel 7.7:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Aabeek, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Reppel	Loc. Hoogmolen
1	7	7
2	6	7
3	7	9
4	1	9
5	0	7



**Figuur 7.3:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Aabeek voor subadulte en adulte (hoofdrivier) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrivier) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigratieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

Door de goede waterkwaliteit en het voorkomen van een zijbeek waarin geschikte paaihabitats aanwezig zijn, heeft de locatie aan de Gielismolen een hoge potentie voor de kwabaal. Deze locatie heeft tevens een hoge geschiktheid voor de adulte en subadulte kwabalen. Aan de locatie te Reppel werden geen zijbeken aangetroffen, en ook in de Aabeek zelf bleek geen geschikt paaihabitat voor te komen. Dit laatste kan verklaard worden door het ontbreken van ondiepere, plantenrijke microhabitats in de Aabeek, vermoedelijk ten gevolge van het feit dat op deze locatie recentelijk geruimd was (figuur 7.4). Deze locatie is echter wel geschikt voor adulte en subadulte kwabalen.

### *Aanbevelingen*

Op het tracé ‘Reppelermolen tot grensmaal 160’ is een ruimingsregime van toepassing waarbij zowel taludmaaiing als bodemmaaiing worden voorzien. Bij taludmaaiing worden de linker- en rechteroever alternerend gemaaid gedurende pare en onpare jaren. Bij bodemmaaiing wordt 2/3 van het bodemkruid met een maaikorf gemaaid. Hierbij worden 2 maaibeurten voorzien (een derde is mogelijk onder voorbehoud) waarbij telkens 2/3 van de rivier hetzij links hetzij rechts, alternerend met pare en onpare jaren, wordt gemaaid waarbij de specie op de oever wordt gedeponed.

Het alternerend maaien geeft uitwijkmogelijkheden aan de visfauna doordat er steeds oeverstroken ongemaaid blijven hetzij aan de linker- hetzij aan de rechteroever. Niettemin kan de vorming van bepaalde microhabitats zoals holtes in de oever hierdoor worden vertraagd of zelfs geheel tegengehouden. Om een zo gunstig mogelijk habitat voor de kwabaal te bekomen verdient het geheel achterwege laten van maaiingen daarom de voorkeur. Bovendien krijgen hierdoor microhabitats met ondiepe vegetatierijke oeverzones de kans om zich spontaan te ontwikkelen, waardoor er ook in de Aabeek zelf geschikte paaihabitats kunnen ontstaan. Het ontbreken van geschikte paaiplaatsen op de locatie te Reppel is echter ook op te lossen door de vrije vismigratie te verzekeren tussen deze locatie en de locatie aan de Gielismolen. Deze laatste locatie beschikt immers over een zijbeek waarin voldoende geschikte paaihabitats voorkomen én ligt stroomopwaarts ten opzichte van de locatie te Reppel. De locatie aan de Gielismolen is zonder meer geschikt voor de kwabaal, maatregelen om het habitat te verbeteren zijn dan ook overbodig. Het is zinvoller om te trachten het reeds aanwezige habitat te behouden.



**Figuur 7.4:** de Aabeek op het moment van habitatopname (06/2004); Boven: recente ruiming op de locatie te Reppel met speciedeponie op de oever; Links onder: paai/larvaal/juveniel habitat in de Gielisbeek; rechts onder: locatie aan de Hoogmolen.

### 7.3.3 De Bosbeek

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Bosbeek is in principe overal geschikt (tabel 7.8), er werd in de laatste jaren nergens een CI > 7 aangetroffen (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.8:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde (CI > 7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Bosbeek Volmolen	5	4.9	0.3	0
Bosbeek Schanskasteel	5	4.6	0.5	0

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.9 blijkt dat er aan de locatie aan de Volmolen een zijbeek voorkomt waarin geschikte paaihabitats aanwezig zijn. Aan de locatie aan het Schanskasteel komt wel een zijbeek voor, maar deze biedt geen geschikte paaihabitats voor de kwabaal.

**Tabel 7.9:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Bosbeek. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Schanskasteel	Loc. Volmolen
	Kattenbeek	Kleine Beek
1	1	11
2	1	12
3	1	12
4	1	12
5	1	12
6	5	13
7	3	5
8	1	4
9	1	4
10	3	12

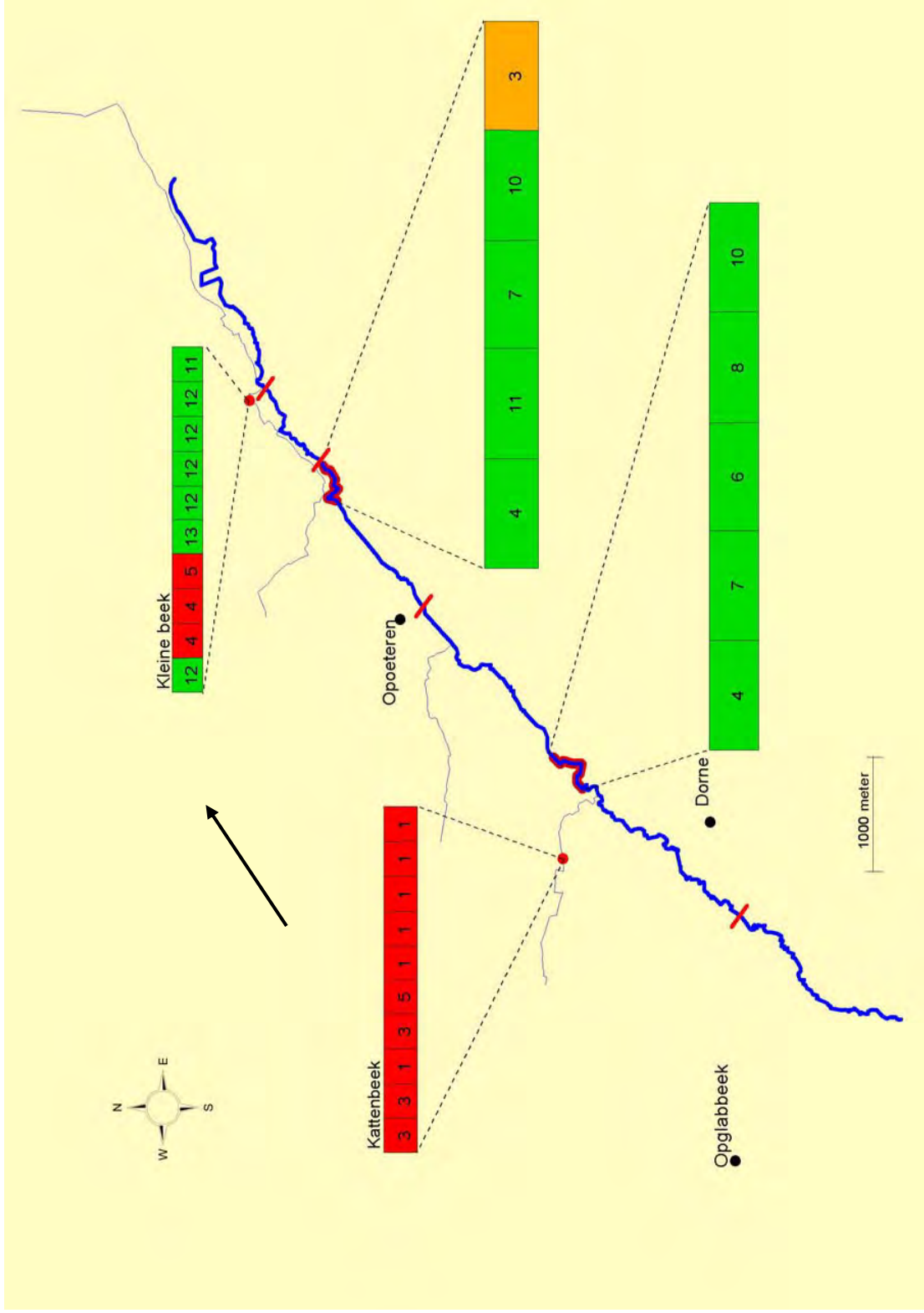
*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

**Tabel 7.10:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Bosbeek, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Volmolen	Loc. Schanskasteel
1	3	10
2	10	8
3	7	6
4	11	7
5	4	4

*Bespreking*

Door de goede waterkwaliteit en de aanwezigheid van een zijbeek met geschikte paaihabitats heeft de locatie aan de Volmolen een groot potentieel. Bovendien blijkt deze locatie zeer geschikt te zijn voor de adulte en subadulte kwabalen. De locatie aan het Schanskasteel heeft eveneens een goede waterkwaliteit en geschikte habitats voor subadulte en adulte kwabalen, maar ontbeert geschikte paaihabitats in zijn zijbeek (Kattenbeek). Dit was te wijten aan een te lage waterstand, gekoppeld aan het weinig voorkomen van vegetatie (zowel oever-, moeras-, als ondergedompelde vegetatie waren afwezig in de meeste trajecten) en het quasi stilstaan van de watermassa.



**Figuur 7.5:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Bosbeek voor subadulte en adulte (hoofdrivier) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrivier) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigatieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.



**Figuur 7.6:** de Bosbeek, op het moment van de habitatopname (13/07/2004). Links: locatie “Schanskasteel”; Rechts: locatie “Volmolen”

### *Aanbevelingen*

De locatie aan het Schanskasteel lijkt niet onmiddellijk in aanmerking te komen voor een herintroductie van de kwabaal wegens het ontbreken van geschikte paaiplaatsen. De zijbeek op deze locatie (de Kattenbeek) is grotendeels beschaduwd door bomen en struiken waardoor er niet voldoende vegetatie in de beek kan groeien om bruikbare paaiahabitats te vormen, bovendien is het waterpeil in deze beek te laag gedurende de zomerperiode om de overleving van juvenielen te verzekeren. Vermits uit het fuikenonderzoek bleek dat de kwabalen voornamelijk de diepere beken gebruiken om te paaien, lijkt het weinig zinvol om te trachten het habitat hier te verbeteren. Het habitat in de Bosbeek zelf op deze locatie kan echter wel fungeren als een goed biotoop voor de adulte en subadulte kwabalen.

De locatie aan de Volmolen voldoet echter aan alle eisen die de kwabaal stelt. De waterkwaliteit is voldoende, er zijn geschikte paaiahabitats in de aanwezige zijbeek (Kleine Beek) voorhanden, en het habitat in de hoofdrievier is zonder meer geschikt voor de adulte en subadulte kwabalen. Het verzekeren van een vrije vismigratie tussen deze locatie en de locatie aan het Schanskasteel kan wel toelaten dat een eventueel geïntroduceerde kwabaalpopulatie zich vanuit de locatie aan de Volmolen uitbreidt naar de locatie aan het Schanskasteel, vermits ook daar de nodige microhabitats voor de adulte en subadulte kwabalen in voldoende mate aanwezig zijn.



### 7.3.4 De Zwarte Beek

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Zwarte Beek is niet altijd en overal even geschikt (tabel 7.11). (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.11:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde (CI > 7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Zwarte Beek Meldert	9	8.1	0.6	4
Zwarte Beek Gestelse molen	9	7.1	1.3	4

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.12 blijkt dat op beide onderzochte locaties een zijbeek voorkomt waarin geschikte paaihabitats voorkomen.

**Tabel 7.12:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Zwarte Beek. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Meldert Zwarte Beek ter hoogte van Vloedgracht	Loc. Gestelse molen Helderbeek
1	3	6
2	6	15
3	5	14
4	8	13
5	8	14
6	6	14
7	16	15
8	11	7
9	12	11
10	11	15

*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

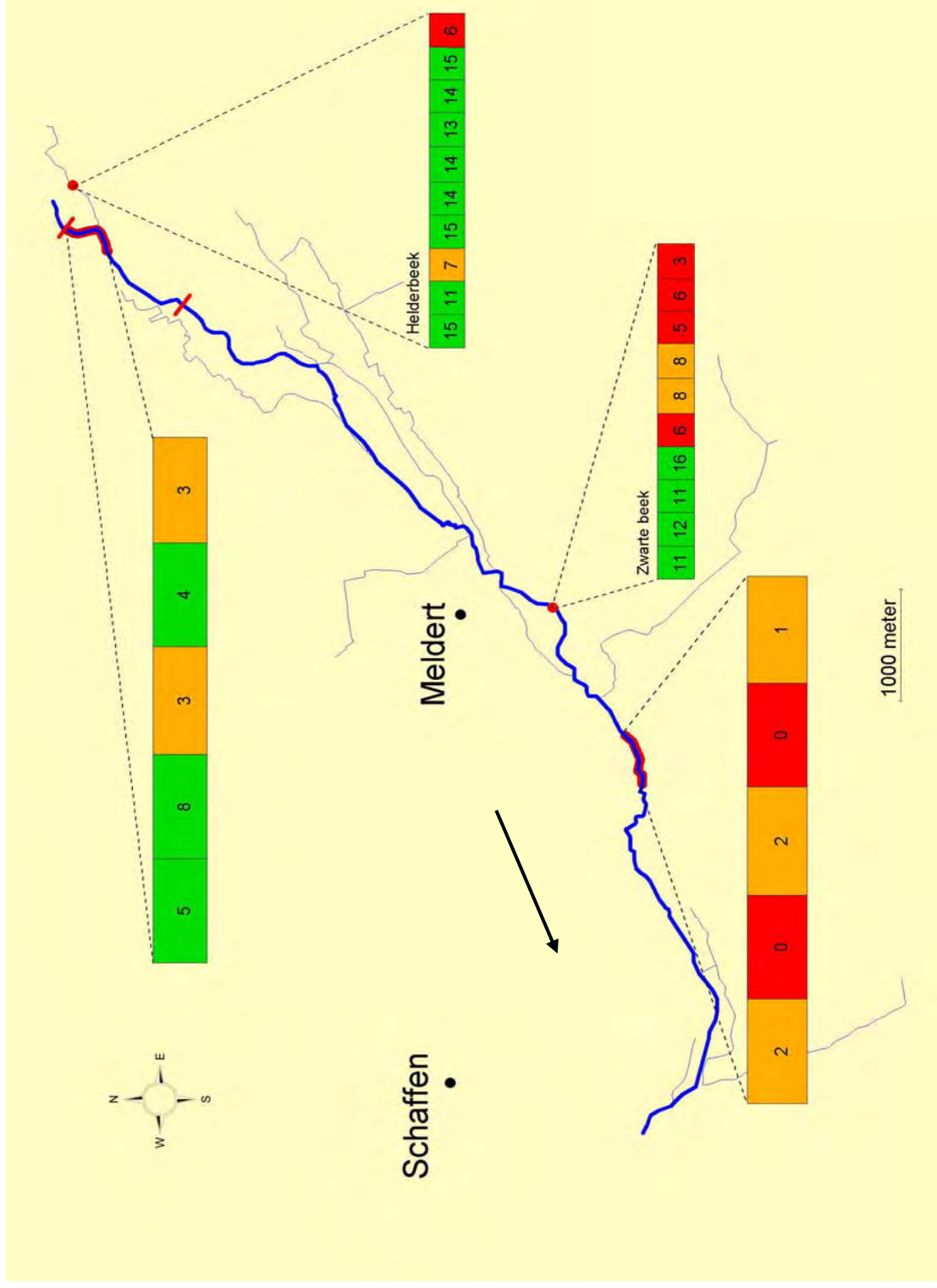
Uit tabel 7.13 blijkt dat de geschiktheid van het habitat van de Zwarte Beek voor adulte en subadulte kwabalen te Meldert varieert tussen ongeschikt en middelmatig geschikt. Aan de Gestelse molen varieert de geschiktheid tussen middelmatig geschikt en uitstekend geschikt.

**Tabel 7.13:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Zwarte Beek, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Meldert	Loc. Gestelse molen
1	2	5
2	0	8
3	2	3
4	0	4
5	1	3



**Figuur 7.7:** De Zwarte Beek op het moment van habitatopname (07/2004). Links: locatie te Meldert; Rechts: locatie aan de Gestelse molen.



**Figuur 7.8:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Zwarte Beek voor subadulte en adulte (hoofdrivier) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrivier) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigratieknel punten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

Op beide locaties werden geschikte paaihabitats aangetroffen. De locatie te Meldert is echter weinig geschikt voor de adulte en subadulte kwabalen, dit is te wijten aan het te weinig voorkomen van microhabitats met holle oevers. De locatie aan de Gestelse molen heeft wel voldoende microhabitats met holle oevers. De waterkwaliteit is op geen van beide locaties echter voldoende geschikt.

### *Aanbevelingen*

Door de voorlopig nog onvoldoende waterkwaliteit komt de Zwarte Beek niet onmiddellijk in aanmerking voor een herintroductie van de kwabaal. In afwachting van een verbetering van de waterkwaliteit, kan het habitat voor de adulte en subadulte kwabalen verbeterd worden door voor meer microhabitats met holle oevers te zorgen. Dit kan tot stand worden gebracht door de inbreng van groot dood hout in de rivier (COWX & WELCOMME, 1998), in combinatie met het stopzetten van het maaien van de oevervegetatie. Dit laatste is noodzakelijk om struiken en bomen de kans te geven zich op de oever te ontwikkelen, waar ze met hun wortelstelsel het afkalven van onderspoelde oevers tegengaan. Op beide locaties zijn er geschikte paaihabitats aanwezig, verbeteringen van het paaihabitat zijn niet noodzakelijk.

### 7.3.5 De Velpe

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Velpe is op de beide locaties geschikt (tabel 7.14), er werd in de laatste jaren nergens een  $CI > 7$  aangetroffen (bron gegevens: VMM). Stroomaf van Boutersem neemt de waterkwaliteit af.

**Tabel 7.14:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde ( $CI > 7$ ) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Boutersem	5	3.5	0.8	0
Vertrijk	6	4.5	0.9	0

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.15 blijkt dat er in de zijbeek op de locatie te Boutersem (Vondelbeek) slechts matig geschikt paaihabitat aanwezig is. Stroomop van de locatie te Vertrijk werd wel geschikt paaihabitat aangetroffen.

**Tabel 7.15:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Velpe. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Boutersem Vondelbeek	Loc. Vertrijk Opvelp
1	6	13
2	7	12
3	8	11
4	8	7
5	8	8
6	3	10
7	3	10
8	4	10
9	5	10
10	5	11

*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

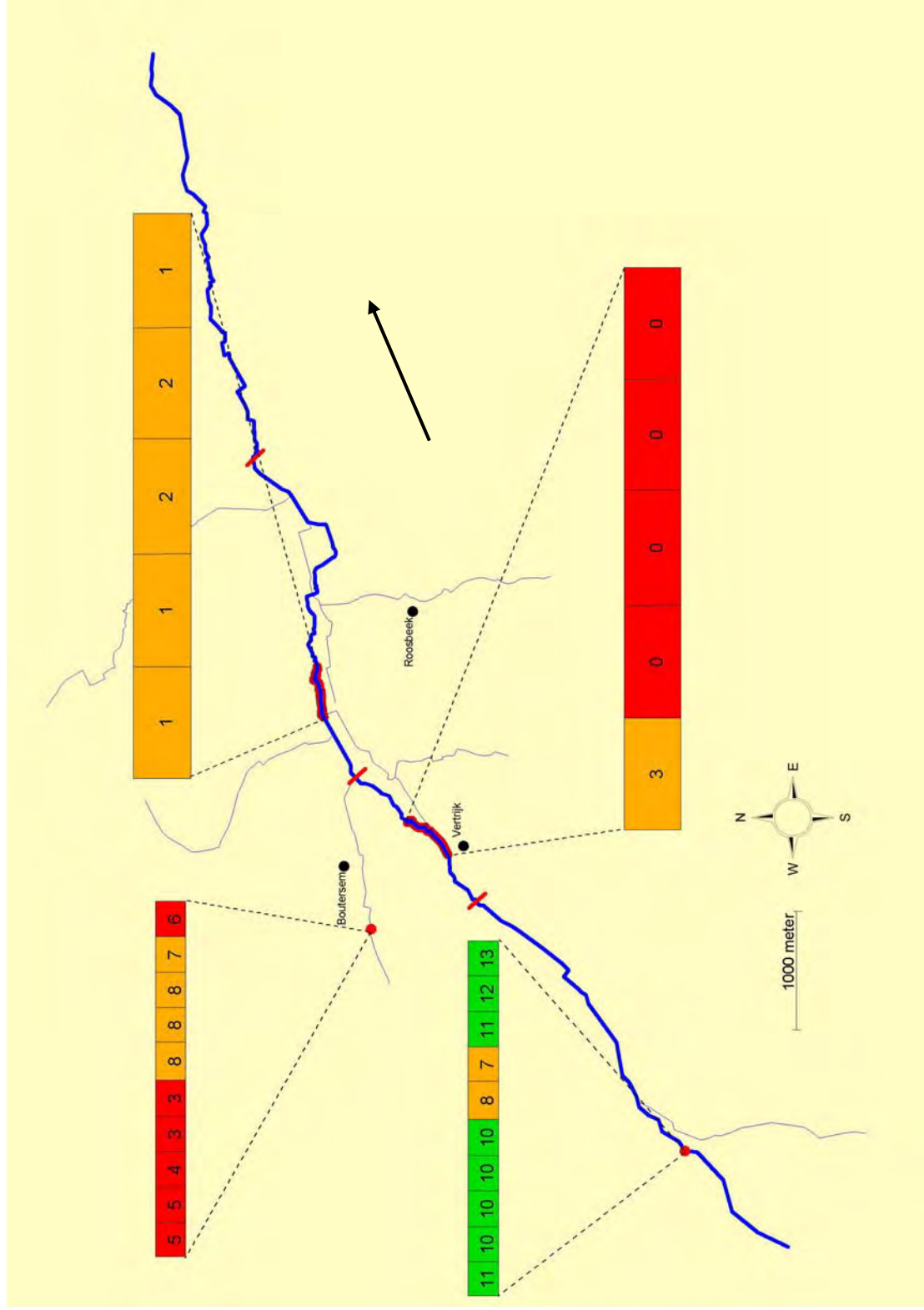
Uit tabel 7.16 blijkt dat er op geen van beide locaties optimaal geschikt habitat werd aangetroffen. De locatie te Boutersem heeft voor alle trajecten slechts een middelmatige geschiktheid, de locatie te Verrijk heeft zelfs vier trajecten die totaal ongeschikt bleken. De lage geschiktheid is voor beide locaties te wijten aan het te weinig voorkomen van microhabitats met holle oevers.

**Tabel 7.16:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Velpe, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Boutersem	Loc. Verrijk
1	1	0
2	2	0
3	2	0
4	1	0
5	1	3



**Figuur 7.9:** de Velpe, op het moment van de habitatopname (7/07/2004). Links: locatie “Boutersem”; Rechts: locatie “Verrijk”



**Figuur 7.10:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Velp voor subadulte en adulte (hoofdrivier) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrivier) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigratieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

Op beide locaties is de waterkwaliteit geschikt. Stroomop van de locatie te Vertrijk werden geschikte paaihabitats aangetroffen, terwijl op de locatie te Boutersem slechts enkele middelmatig geschikte habitats werden aangetroffen en meerdere ongeschikte paaihabitats. De ongeschiktheid van deze paaihabitats is te wijten aan de te geringe diepte en stroomsnelheid van de zijbeek, en aan het weinig voorkomen van vegetatie (zowel oever-, moeras-, als ondergedompelde vegetatie kwamen weinig voor). Bovendien wordt de migratie vanuit de hoofdriever naar stroomopwaarts gelegen trajecten in de rivier zelf als in zijbeken bemoeilijkt door de aanwezigheid van migratiebarrières zoals stuwen. Voor de adulte en subadulte kwabalen werden te Boutersem enkel middelmatig geschikte habitats gevonden, en te Vertrijk bleken er zelfs 4 locaties ongeschikt en 1 locatie middelmatig geschikt.

### *Aanbevelingen*

De aanwezigheid van geschikte paaihabitats maakt de locatie te Vertrijk potentieel geschikt, maar door de lage geschiktheid voor adulte en subadulte kwabalen is de herintroductie van de kwabaal niet onmiddellijk aangewezen. De locatie te Boutersem is eveneens slechts matig geschikt voor adulte en subadulte kwabalen. Er kan voor beide locaties worden overwogen om het aantal microhabitats waarin holle oevers voorkomen te vergroten door de inbreng van groot dood hout (boomstammen en grotere takken) in de rivier, in combinatie met het stopzetten van het maaien van de oevervegetatie (COWX & WELCOMME, 1998). Hierdoor krijgen bomen en struiken de kans om zich op de oever te ontwikkelen, waar ze met hun wortelstelsel het afkalven van onderspoelde (holle) oevers tegengaan. De locatie te Boutersem heeft daarenboven weinig tot geen optimale paaihabitats. Gezien de redenen voor deze ongeschiktheid (te ondiep, te lage stroomsnelheid en te weinig vegetatie) lijkt het weinig zinvol om te trachten het paaihabitat op deze locatie te verbeteren. Het verzekeren van een vrije vismigratie tussen deze locatie en de meer stroomopwaarts gelegen locatie stroomopwaarts van Vertrijk is een meer duurzame oplossing.



### 7.3.6 De Itterbeek

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Itterbeek is op de beide locaties geschikt (tabel 7.17), er werd in de laatste jaren nergens een  $CI > 7$  aangetroffen (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.17:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde ( $CI > 7$ ) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Thorn	6	5.2	0.6	0
Galdermansmolen	6	4.1	0.8	0

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.18 blijkt dat op beide locaties geschikte paaihabitats voorkomen. Op de locatie aan de Galdermansmolen werd het paaihabitat in de Itterbeek zelf opgemeten wegens het ontbreken van zijbeken.

**Tabel 7.18:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Itterbeek. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

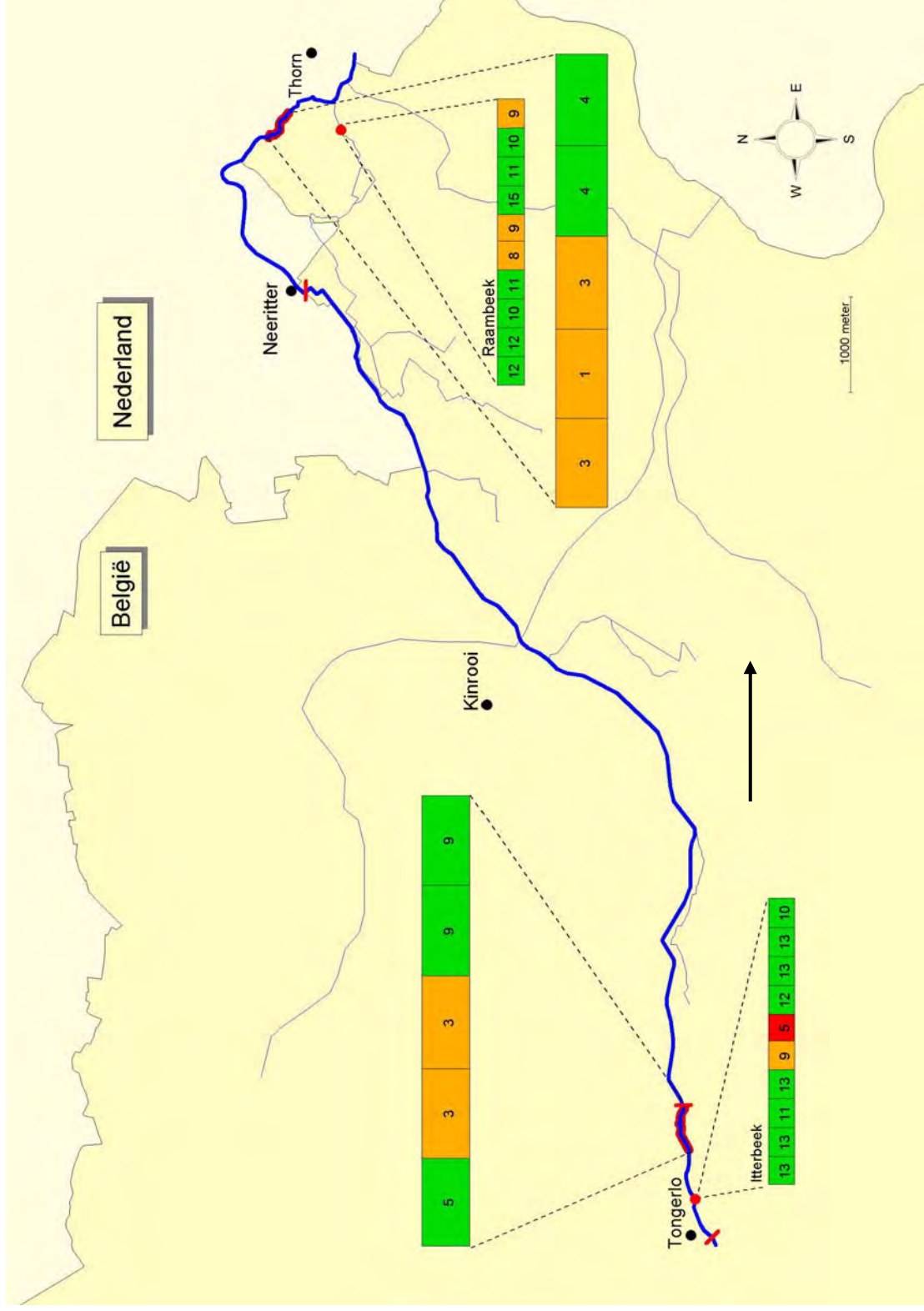
Traject nr.	Loc. Thorn	Loc. Galdermansmolen
	Raambeek	Itterbeek
1	9	10
2	10	13
3	11	13
4	15	12
5	9	5
6	8	9
7	11	13
8	10	11
9	12	13
10	12	13

*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

Uit tabel 7.19 blijkt dat het habitat op beide locaties varieert tussen middelmatig geschikt en uitstekend geschikt. Globaal kunnen we stellen dat het habitataanbod op beide locaties geschikt is voor adulte en subadulte kwabalen.

**Tabel 7.19:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Ifterbeek, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Thorn	Loc. Galdermansmolen
1	4	9
2	4	9
3	3	3
4	1	3
5	3	5



**Figuur 7.11:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de IJterbeek voor subadulte en adulte (hoofdrijver) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen voor spelde kwabalen per 100 m (hoofdrijver) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigatieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

De waterkwaliteit is in beide locaties geschikt voor de kwabaal. Door de aanwezigheid van geschikte paaiplaatsen hebben beide locaties een groot potentieel. Bovendien is het habitataanbod in beide locaties middelmatig tot uitstekend geschikt voor de adulte en subadulte kwabalen.

### *Aanbevelingen*

Het kan overwogen worden om de habitatgeschiktheid van de beide locaties voor adulte en subadulte kwabalen te verhogen door het aanbrengen van groot dood hout in de rivier, in combinatie met het stopzetten van het maaien van de oevervegetatie (COWX & WELCOMME, 1998). Hierdoor krijgen bomen en struiken de kans om zich op de oever te ontwikkelen, waar ze met hun wortelstelsel het afkalven van onderspoelde (holle) oevers tegengaan. Ook zonder deze maatregelen komen beide locaties in aanmerking voor herintroductie van de kwabaal. Bij een herintroductie op de locatie te Thorn kan de natuurlijke uitbreiding van de kwabaal in het Maasbekken worden bevorderd door het verzekeren van de vrije vismigratie tussen de Itterbeek en de Grensmaas.



**Figuur 7.12:** de Itterbeek, op het moment van de habitatsopname (15/07/2004). Links: locatie “Galdermansmolen”; Rechts: locatie “Thorn”.

### 7.3.7 De Ijse

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Ijse is op de beide locaties geschikt (tabel 7.20), er werd in de laatste jaren nergens een  $CI > 7$  aangetroffen (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.20:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde ( $CI > 7$ ) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Neerijse	6	4.0	1.3	0
Huldenberg	7	4.5	1.1	0

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.21 blijkt dat op beide locaties geschikte paaihabitats voorkomen. Op de locatie aan de Galdermansmolen werd het paaihabitat in de Itterbeek zelf opgemeten wegens het ontbreken van zijbeken.

**Tabel 7.21:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Ijse. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Neerijse Vloedgracht	Loc. Huldenberg Nellebeek
1	13	6
2	8	4
3	7	4
4	12	5
5	12	10
6	12	14
7	13	9
8	6	11
9	6	10
10	5	4

#### *Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

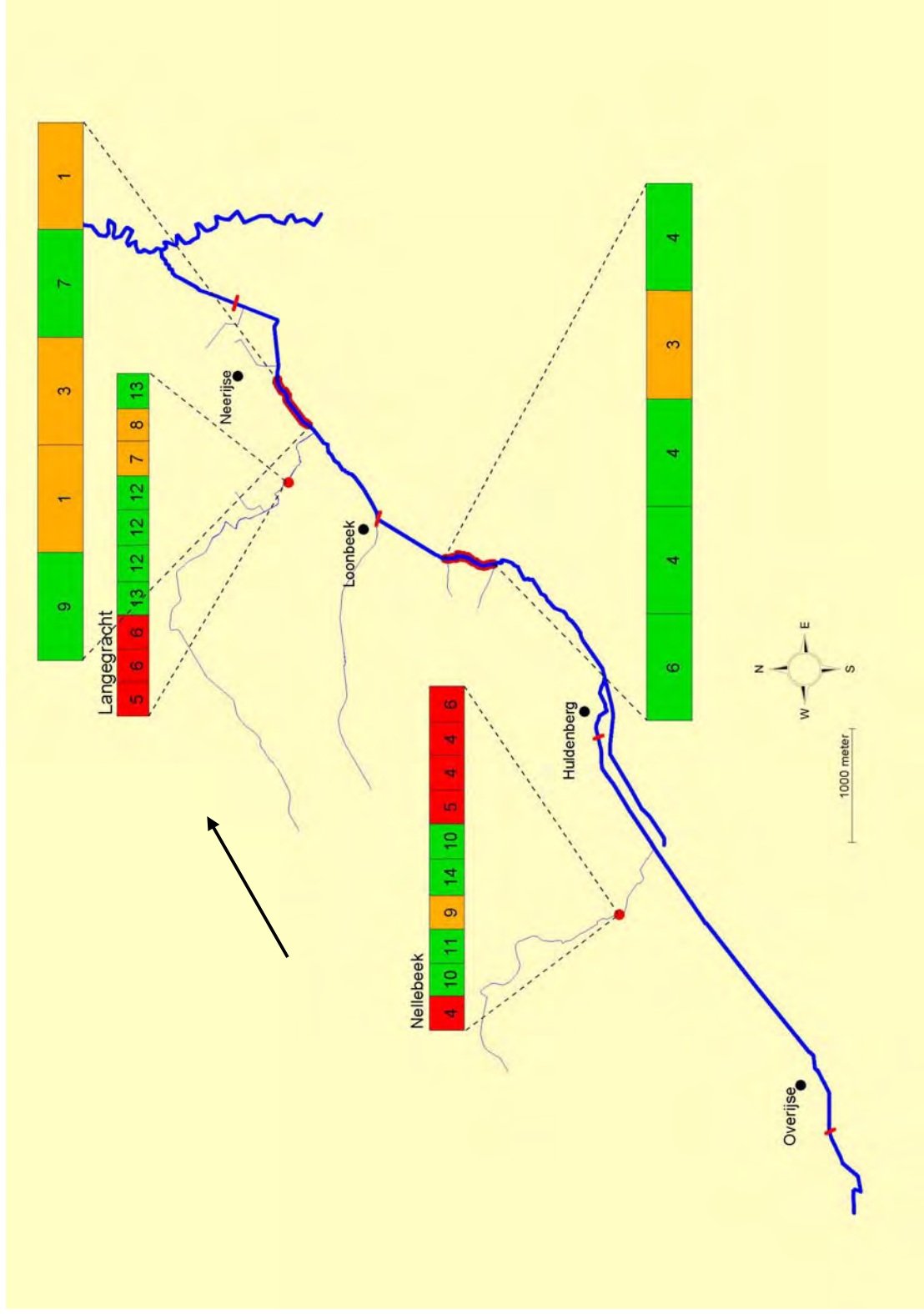
Uit tabel 7.22 blijkt dat het habitat op beide locaties varieert tussen middelmatig geschikt en uitstekend geschikt. Globaal kunnen we stellen dat het habitataanbod op beide locaties geschikt is voor adulte en subadulte kwabalen.

**Tabel 7.22:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Ijse, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: uitstekend – middelmatig – ongeschikt.

Traject nr.	Loc. Neerijse	Loc. Huldenberg
1	1	4
2	7	3
3	3	4
4	1	4
5	9	6



**Figuur 7.13:** de Ijse, op het moment van de habitatopname (2/07/2004). Links: locatie “Neerijse”; Rechts: locatie “Huldenberg”



**Figuur 7.14:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de IJse voor subadulte en adulte (hoofdrijver) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrijver) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigratieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

Door de aanwezigheid van meerdere geschikte paaiplaatsen en door de goede waterkwaliteit hebben beide locaties een groot potentieel. Ook het habitat voor de adulte en subadulte kwabalen is over het algemeen van goede kwaliteit te noemen. Tijdens de inventarisaties werd op elke locatie een migratieknelpunt waargenomen (figuur 7.15).



**Figuur 7.15:** migratieknelpunten op de Ijse. Links: te Neerijse; Rechts: te Huldenberg

### *Aanbevelingen*

Aangezien beide locaties reeds over een goed potentieel voor de kwabaal beschikken, zijn maatregelen om het habitat te verbeteren overbodig. Daarentegen valt het sterk aan te bevelen het huidige habitataanbod op de onderzochte locaties te beschermen. Het verzekeren van een vrije vismigratie tussen de twee locaties en andere delen van de beek zal de natuurlijke uitbreiding van een eventueel geïntroduceerde kwabaalpopulatie ten goede komen.



### 7.3.8 De Zwalm

#### *Waterkwaliteit*

De waterkwaliteit in de Zwalm is enkel geschikt op de locatie aan de Zwalmolen (te Munkzwalm), op de locatie aan de Bostmolen (te Robost) is de waterkwaliteit ongeschikt (tabel 7.23) (bron gegevens: VMM).

**Tabel 7.23:** Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de vooropgestelde grenswaarde ( $CI > 7$ ) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: **Goed** – **Onvoldoende**.

Locatie	Max CI	Gemiddelde CI	Stdev CI	Aantal keer grenswaarde overschreden
Zwalmolen	6	5.0	0.9	0
Bostmolen	10	6.6	1.6	3

#### *Paaihabitat*

Uit tabel 7.24 blijkt dat er op beide locaties een zijbeek voorkomt waarin geschikte paaihabitats aanwezig zijn.

**Tabel 7.24:** Aantal geschatte 0+ kwabalen per 10 m traject voor de opgemeten zijbeken van de Zwalm. De locatie waartoe het paaihabitat behoort wordt bovenin de tabel vermeld. Beoordeling via kleurcode: **optimaal** – **suboptimaal** – **ongeschikt**

Traject nr.	Loc. Zwalmolen	Loc. Bostmolen
	Zwedebeek	Molenbeek
1	6	11
2	3	11
3	3	10
4	2	8
5	6	11
6	11	5
7	11	3
8	7	8
9	10	5
10	7	6

*Habitatkwaliteit voor adulte en subadulte kwabalen*

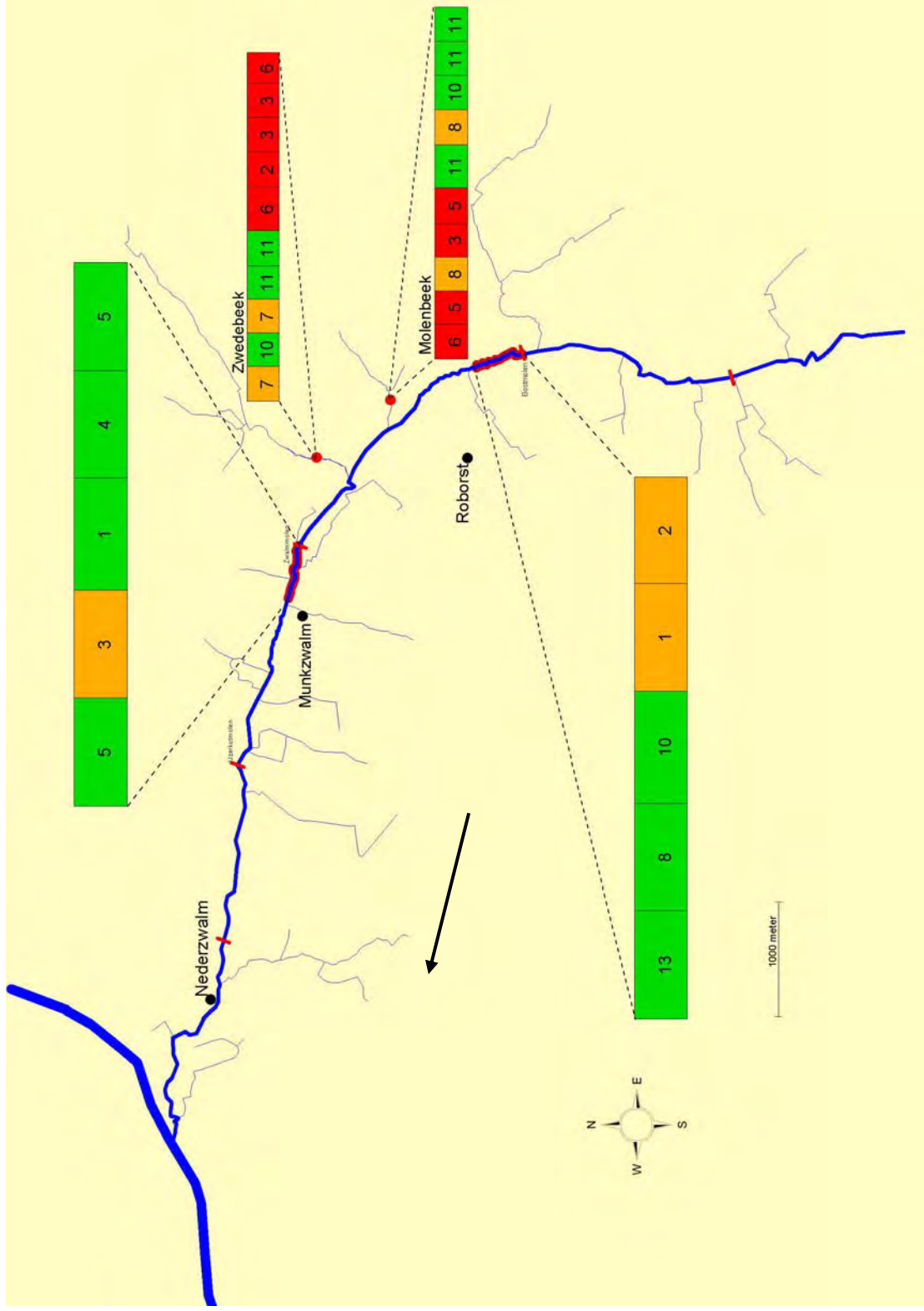
Uit tabel 7.25 blijkt dat het habitat op beide locaties varieert tussen middelmatig geschikt en uitstekend geschikt. Globaal kunnen we stellen dat het habitataanbod op beide locaties geschikt is voor adulte en subadulte kwabalen.

**Tabel 7.25:** de voorspelde aantallen adulte en subadulte kwabalen (uitgedrukt in aantal per 100 meter) voor de bestudeerde trajecten op de Zwalm, met de daaraan gekoppelde evaluatie. Beoordeling via kleurcode: **uitstekend** – **middelmatig** – **ongeschikt**.

Traject nr.	Loc. Zwalmolen	Loc. Bostmolen
1	5	13
2	3	8
3	1	10
4	4	1
5	5	2



**Figuur 7.16:** de Zwalm ter hoogte van de Zwalmolen, op het moment van de habitatopname (30/06/2004)



**Figuur 7.17:** Overzicht van de geschiktheid van verschillende beektrajecten in het stroomgebied van de Zwalm voor subadulte en adulte (hoofdrivier) en juveniele (zijbeken) kwabalen. De door de modellen voorspelde aantallen kwabalen per 100 m (hoofdrivier) en per 10 m (zijbeken) worden weergegeven in tabellen met kleurcode voor de beoordeling (groen = geschikt; oranje = matig geschikt; rood = ongeschikt). De aanwezige vismigatieknelpunten worden aangeduid met een rood dwarsbalkje en de overwegende stroomrichting wordt aangeduid met een zwarte pijl.

### *Bespreking*

Beide locaties beschikken over geschikte paaihabitats en geschikte microhabitats voor de adulte en subadulte kwabalen. De locatie aan de Zwalmolen heeft een geschikte waterkwaliteit, de locatie aan de Bostmolen heeft echter een ongeschikte waterkwaliteit.

### *Aanbevelingen*

Door de geschikte waterkwaliteit en de aanwezigheid van geschikte paaihabitats en microhabitats voor adulte en subadulte kwabalen, is de locatie aan de Zwalmolen geschikt voor herintroductie van de kwabaal. Ook de locatie aan de Bostmolen heeft een groot potentieel voor de kwabaal, wegens de aanwezigheid van geschikte paaihabitats en microhabitats voor adulte en subadulte kwabalen, maar de waterkwaliteit is voorlopig nog niet geschikt voor de herintroductie van de kwabaal. Voor beide locaties is het weinig zinvol om habitatbevorderende maatregelen uit te voeren, gezien de reeds grote geschiktheid van de onderzochte trajecten. De natuurlijke uitbreiding van een eventueel geïntroduceerde kwabaalpopulatie op de locatie aan de Zwalmolen kan worden bevorderd door het verzekeren van de vrije vismigratie tussen deze locatie en de boven- en benedenstroomse gedeelten van de Zwalm.

## 8. Referenties

1. ADAMEK, Z. (2000). The applicability of feed mixtures in burbot, *Lota lota*, farming. *Krmiva*, **42**:71-76
2. BAGENAL, T. (1978). Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford.
3. BARAS, E. (1995). Seasonal activities of *Barbus barbus*: effect of temperature on time budgetting. *Journal of fish biology*, **46**:806-818
4. BARAS, E. (1998). Selection of optimal positioning intervals in fish tracking: an experimental study on *Barbus barbus*. *Hydrobiologia*, **371/372**:19-28.
5. BAILEY, M.M. (1972). Age, growth, reproduction and food of the burbot, *Lota lota* (Linnaeus), in Southwestern Lake Superior. *Transactions of the American Fisheries Society*, **4**:667-674
6. BEETON, A.M. (1956). Food habits of the burbot (*Lota lota lacustris*) in the white river, a Michigan trout stream. *Copeia*, **1**:58-60
7. BERGERSEN, E.P., M.F. COOK & R.J. BALDER (1993). Winter movements of burbot (*Lota lota*) during an extreme drawdown in Bull Lake, Wyoming, USA. *Ecology of freshwater fish*, **2**:141-145
8. BONAR, S.A., L.G. BROWN, P.E. MONGILLO & K. WILLIAMS (2000). Biology, distribution and management of burbot (*Lota lota*) in Washington state. *Northwest Science*, **74**(2):87-96
9. BOVEE, K.D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. Instream flow information paper 12. U.S.D.I. Fish & Wildlife Service, Office of biological services. FWS/OBS-82/26. 248 pp.
10. BOVEE, K.D. (1986). *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper 21. US Fish & Wildlife Service, Office of biological services. Report 86(7). 235 pp.
11. BREDER, C.M. JR. & D.E. ROSEN (1966). *Modes of reproduction in fishes*. Natural History Press, New York. pp 374-376
12. CARL, L.M. (1992). The response of burbot (*Lota lota*) to change in lake trout (*Salvelinus namaycush*) abundance in Lake Opeongo, Ontario. *Hydrobiologia*, **243/244**:229-235
13. CHEN, L-C. (1969). The biology and taxonomy of the burbot, *Lota lota leptura*, in interior Alaska. *Biol. Pap. Univ. Alaska*, **11**:1-53
14. COECK, J., COLAZZO, S., MEIRE, P. & R. VERHEYEN. (2000). Herintroductie en herstel van kopvoornpopulaties (*Leuciscus cephalus*) in het Vlaamse Gewest. *Wetenschappelijke opvolging van lopende projecten en onderzoek naar de habitatbinding in laagland-rivieren*, Studie in opdracht van AMINAL, afdeling Bos & Groen. Rapport I.N. 2000.15

15. COWX, I.G. & R.L. WELCOMME. (1998). Rehabilitation of rivers for fish: a study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO. Fishing News Books, pp. 128-130
16. DE NIE, H.W. (1996). Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Pp. 114-116. Stichting Atlas Verspreiding Nederlandse Zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem.
17. DE SELYS-LONGCHAMPS, E. (1842). Classe IV. Poissons d'eau douce. In: *Faune belge: Indication méthodique des mammifères, oiseaux, reptiles et poissons observés jusqu'ici en Belgique*. 183-245. Dessain, Brussel.
18. DOOREMONT, I. (2001). *Onderzoek naar verschillende aspecten van de kweek van kwabaal (Lota lota) in functie van een mogelijke toekomstige herintroductie*, licentiaatsthesis Universiteit Antwerpen (UA).
19. DUBLING, U. & BERG, R. (2001). Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung un Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, 176 pp.
20. DWILLOW, A.G., B.W. SOUTER & K. KNIGHT (1987). Isolation of *Yersinia ruckeri* from burbot, *Lota lota* (L.) from the Mackenzie River, Canada. *J. of fish diseases*, **10**:315-317
21. DYKOVÁ, I. & J. LOM (1988). *Chloromyxum reticulatum* (Myxozoa, Myxosporea) in the liver of burbot (*Lota lota* L.) and its migration to the final site of infection. *Europ. J. Protistol.*, **23**:258-261
22. EDSALL, T.A., G.W. KENNEDY & W.H HORNS (1993). Distribution, abundance, and resting microhabitat of burbot on Julian's Reef, southwestern Lake Michigan. *Transactions of the American fisheries society*, **122**:560-574
23. FABRICIUS, E. (1954). Aquarium observations of the spawning behaviour of the burbot, *Lota lota vulgaris* L. *Annu rep. Inst. freshw. res.* Nr 55, 52-57, Drottningholm.
24. FERGUSON, R. (1958). The preferred temperature of fish and their midsummer distribution in temperate lakes and streams. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **15**:607-624
25. FISCHER, P. (2000). An experimental test of metabolic and behavioural responses of benthic fish species to different types of substrate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**:2336-2344
26. FISCHER, P. & R. ECKMANN (1997). Seasonal changes in fish abundance, biomass and species richness in the littoral zone of a large European lake, Lake Constance, Germany. *Arch. Hydrobiol.*, **139**:433-448
27. FISHER, A.U. & B.L. SWANSON (1996). Diets of siscowet lake trout from the Apostle Islands region of Lake Superior, 1993. *Journal of great lakes research*, **22**(2):463-468
28. FISHER, S.J., D.W. WILLIS & K.L. POPE (1996). An assessment of burbot (*Lota lota*) weight-length data from North American populations. *Can. J. Zool.*, **74**:570-575
29. FRY, J.C. (1993). Biological Data Analysis: a practical approach. The practical approach series, Rickwood, D. & Hames, B.D. (Eds.); Oxford University Press, Oxford. 418 pp.

30. GAETHOFS, T. & A. DE VOCHT (2002). Bijdrage tot de historische verspreiding van zoetwatervissen, rivierkreeft en otter in Limburg (België) over de periode 1925 -1965. Met gegevens over de vroegere riviervisserij en het toenmalige beheer van de waterlopen. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek. 166 pp.
31. GENS, E. (1885). Notions sur les poissons d'eaux douce de Belgique. La pisciculture, l'exploitation, l'entretien, le repeuplement des eaux, suivies de la nouvelle loi sur la pêche. Ministerie van landbouw, industrie en openbare werken, Brussel.
32. GERSTMEIER, R. (1985). Investigations on feeding ecology of fishes from the Nationalpark Berchtesgaden. *Arch. Hydrobiol.*, **3**:237-287
33. GHAN, D. & W.G. SPRULES (1991). Distribution and abundance of larvale and juvenile burbot (*Lota lota*) in Oneida Lake, New York. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung der Limnologie*, **24**:2377-2381
34. GHAN, D. & W.G. SPRULES (1993). Diet, prey selection, and growth of larval and juvenile burbot *Lota lota* L. *Journal of fish biology*, **42**,47-64
35. GUNTHER, A. (1862). *Catalogue of fishes of the British Museum*, Vol. 4. Br. Mus., London. 534 p.
36. GUTHRUF, J., S. GERSTER & P.-A. TSCHUMI (1992). The diet of burbot (*Lota lota* L.) in lake Biel, Switzerland. *Arch. Hydrobiol.*, **11**:103-114
37. HACKNEY, P.A. (1973). Ecology of the burbot (*Lota lota*) with special reference to its role in the Lake Opeongo fish community. Doctoral dissertation. University of Toronto.
38. HAKKARI, L. (1992). Effects of pulp and paper mill effluents on fish populations in Finland. *Finnish Fisheries Research*, **13**:93-106
39. HANSON, J.M. & S.U. QADRI (1979). Morphology and diet of young-of-the-year burbot, *Lota lota*, in the Ottawa River. *Canadian Field-Naturalist*, **94**(3):311-314
40. HARSÁNYI, A. & P. ASCHENBRENNER (1992). Die rutte *Lota lota* (Linnaeus, 1758), biologie und aufzucht. *Fischer & Teichwirt*, **43**(10):303-311
41. HEDIN, J. (1983). Seasonal spawning migrations of the burbot (*Lota lota* L.) in a coastal stream of the northern Bothnian sea. *Fauna norrlandica*, **6**:1-8
42. HERRMANN, J., E. DEGERMAN, A. GERHARDT, C. JOHANSSON, P-E. LINGDELL & I.P. MUNIZ (1993). Acid-stress effects on stream biology. *Ambio*, **22**(5):298-307
43. HEWSON, L.C. (1955). Age, maturity, spawning and food of burbot, *Lota lota*, in lake Winnipeg. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **12**(6):930-940
44. HIRVONEN, H., E. RANTA, J. PIIRONEN, A. LAURILA & N. PEUHKURI (2000). Behavioral responses of naive Arctic charr young to chemical cues from salmonid an non-salmonid fish. *Oikos*, **88**(1):191-199

45. HOFMANN, N. & P. FISCHER (2001). Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *Ecology of freshwater fish*, **10**:21-25
46. HOLČIK, J. (1996). Vanishing freshwater fish species of Slovakia. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
47. HUBBS, C.L. & L.P. SCHULTZ (1941). *Contributions to the ichthyology of Alaska with description of two new fishes*. (Report No. 431). Univ. Michigan.
48. JOHNSON, L.B., BRENNEMAN, D.H. & C. RICHARDS (2003). Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications*, **19**:199-218
49. JURAJDA, P. & M. PEŇÁZ (1996). Endangered fishes of the River Morava (Czech Republic). In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
50. KEITH, P. & J. ALLARDI (1996). Endangered freshwater fish: the situation in France. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
51. KEITH, P. & J. ALLARDI (2001). *Atlas des poissons d'eau douce de France*. Muséum national d'histoire naturelle. *Patrimoines Naturels*, **47**:378 p.
52. KIRCHHOFER, A. & D. HEFTI (1996). Introduction. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
53. KITCHELL, J.F., S.P. COX, C.J. HARVEY, T.B. JOHNSON, D.M. MASON, K.K. SCHOEN, K. AYDIN, C. BRONTE, M. EBENER, M. HANSEN, M. HOFF, S. SCHRAM, D. SCHREINER & C.J. WALTERS (2000). Sustainability of the Lake Superior fish community: interactions in a food web context. *Ecosystems*, **3**(6):545-560
54. KJELLMAN, J. & R. HUDD (1996). Changed length-at-age of burbot, *Lota lota*, from an acidified estuary in the Gulf of Bothnia. *Env. Biol. Fishes*, **45**:65-73
55. KJELLMAN, J., R. HUDD, A. LESKELÄ, J. SALMI & H. LEHTONEN (1994). Estimations and prognosis of recruitment failures due to episodic acidifications on burbot (*Lota lota* L.) of the river Kyrönjoki. *Aqua Fennica*, **24**(1):51-57
56. KLINGER H., SCHMIDT, G. & L. STEINBERG (2002): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata). In: Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. 3. Fassung.
57. KOUŘIL, J., O. LINHART, K. DUBSKÝ & P. KVASNIČKA (1985). The fertility of female and male burbot (*Lota lota* L.) reproduced by stripping. *Práce Vúrh Vodňany*, **14**:75-77



58. KUJAWA, R., D. KUCHARCZYK, & A. MAMCARZ (1999). A model system for keeping spawners of wild and domestic fish before artificial spawning. *Aquacultural engineering*, **20**:85-89
59. KUJAWA, R., D. KUCHARCZYK, & A. MAMCARZ (2000). The rearing methods of burbot (*Lota lota* L.) fry under controlled conditions. In: *Responsible aquaculture in the new millenium*. Abstracts of contributions presented at the international conference, eds. Flos, R. & L. Creswell, pp. 135-136. European Aquaculture Society, Oostende.
60. LAHNSTEINER, F., B. BERGER, T. WEISMANN, & R. PATZNER (1997). Sperm motility and seminal fluid composition in the burbot, *Lota lota*. *J. Appl. Ich.*, **13**:113-119.
61. LASEE, B.A., D.R. SUTHERLAND & M.E. MOUBRY (1987). Host-parasite relationships between burbot (*Lota lota*) and adult *Salmincola lotae* (Copepoda). *Can. J. Zool.*, **66**:2459-2463
62. LAWLER, G.H. (1963). The biology and taxanomy of the burbot, *Lota lota*, in Heming Lake, Manitoba. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **20**:417-433.
63. LEHTONEN, H., M. RAHIKAINEN, R. HUDD, A. LESKELÄ, P. BÖHLING & J. KJELLMAN (1993). Variability of freshwater fish populations in the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica*, **23**(2):209-220
64. LELEK, A. (1987). *The freshwater fishes of Europe – Vol. 9 Threatened fishes of Europe*. Aula-Verlag, Wiesbaden. Chapter 3.15:Gadidae, pg. 263-266
65. LINDSAY, C.C. (1956). Distribution and taxonomy of the fishes in the MacKenzie drainage in British Colombia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **13**:759-789.
66. LUSK, S. (1996). The status of the fish fauna in the Czech Republic. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
67. MAES, L. (1898). Notes sur la pêche fluviale et maritime en Belgique.
68. MAES, L. (1910). *Dispositions légales et réglementaires qui régissent la pêche fluviale en Belgique*. Vademecum des pêcheurs, gardes-pêche, propriétaires, locataires, etc.. Bulens, Brussel.
69. MAES, G., J. VAN HOUDT & F. VOLCKAERT (2000). *Populatiegenetisch onderzoek van een aantal zeldzame of bedreigde vissoorten in het Vlaamse Gewest*. Ontwerp eindverslag 1998-2000, TWOL-AMINAL, project nr. AMINAL/BG/V 97.2
70. MAITLAND, P.S. & A.A. LYLE (1996). Threatened fishes of Great Britain. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
71. MARLBOROUGH, D. (1970) The status of the burbot *Lota lota* (L.) (Gadidae) in Britain. *J. Fish. Biol.* **2**:217-222

72. MAURIZI, S. & F. POILLON (1992). *Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy*. Chapter 4: Lakes. National Academy Press, Washington.
73. MIKSCHI, E., G. WOLFRAM & A. WAIS (1996). Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
74. MORAVEC, F. (1994). *Parasitic nematodes of freshwater fishes of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 473 p.
75. MUIR, D.C.G., C.A. FORD, N.P. GRIFT, D.A. METNER & W.L. LOCKHART (1990). Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **19**:530-542
76. MUZZAL, P., G.E. WHELAN & C.R. PEEBLES (1987). Parasites of burbot (*Lota lota*) (family Gadidae) from the Ford river in the Upper Peninsula of Michigan. *Can. J. Zool.*, **65**:2825-2827
77. PÄÄKKÖNEN, J-P. & T.J. MARJOMÄKI (1997). Gastric evacuation rate of burbot fed single-fish meals at different temperatures. *J. Fish. Biol.*, **55**:555-563
78. PÄÄKKÖNEN, J-P. & T.J. MARJOMÄKI (2000). Feeding of burbot, *Lota lota*, at different temperatures. *Environmental biology of fishes*, **58**:109-112
79. PARKER, J.F., R. LAFFERTY, W.D. POTTERVILLE & D.R. BERNARD (1989). *Stock assessment and biological characteristics of burbot in lakes of interior Alaska during 1988*. Alaska department of Fish & Game, Fishery data series 98, Juneau.
80. PENCZAK, T. (1996). Natural regenerations of endangered fish populations in the Pilica drainage basin after reducing human impacts. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.
81. PHILLIPART, J.C. (1986). Fish and their environment in large European river ecosystems. The river Meuse: general presentation of the river Meuse, composition and status of the fish fauna, population dynamics of the natural fish stocks, fisheries. Workshop University of Liège, Belgium.
82. PHILLIPART, J-C. & M.VRANKEN (1983). *Atlas des poissons de Wallonie: distribution, ecologie, ethologie, pêche, conservation*. Cahiers d'ethologie appliqué, **3**(suppl. 1-2):256-259
83. PIVNICKA, K. (1970). Morphological variation in the burbot, *Lota lota* and recognition of the subspecies: a review. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **27**:1757-1765.
84. POLL, M. (1945). Contribution à la connaissance de la faune ichthyologique du bas Escaut. *Bull. Mus. Roy. Hist. Belg.*, Tome XXV, n° 35, 11 p.
85. POVŽ, M. (1996). The red data list of the freshwater lampreys (Cyclostomata) and fish (Pisces) of Slovenia. In: Kirchhofer A. & D. Hefti, (Eds), *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel.

86. PULLIAINEN, E. & K. KORHONEN (1990). Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in the north-eastern Bothnian bay, northern Finland. *Journal of fish biology*, **36**:251-259
87. PULLIAINEN, E. & K. KORHONEN (1993). Does the burbot, *Lota lota*, have rest years between normal spawning seasons? *Journal of fish biology*, **43**:355-362
88. PULLIAINEN, E. & K. KORHONEN (1994). Sagittal otolith growth patterns in regularly and irregularly spawning burbot, *Lota lota*, in northern Finland. *Environmental biology of fishes*, **40**:149-157
89. PULLIAINEN, E., K. KORHONEN, L. KANKAANRANTA & K. MAKI (1992). Non-spawning burbot on the Northern coast of the Bothnian bay. *Ambio*, **21**(2):170-175
90. RADKE, R.J. & R. ECKMANN (1996). Piscivorous eels in Lake Constance: Can they influence year class strength of perch? *Ann. Zool. Fenn.*, **33**(3-4):489-494
91. RANTA, E. & K. LINDSTRÖM (1990). Water quality versus other determinants of species-specific yield of fish in Northern Finnish Lakes. *Fisheries Research*, **8**:367-379
92. RAVERET-WATTEL. (1900). Atlas de poche des poissons d'eau douce de France et de la Belgique.
93. RENTIERS, E. & F. VAN AELBROECK (1913). Poissons des eaux douces et saumâtres dans leurs habitat. Bulens, Brussel.
94. ROUSSEAU, E. & V. WILLEM. (1913). Notes relatives a la biologie des eaux douces.
95. RYDER, R.A. & J. PESENDORFER (1992). Food, growth, habitat, and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* L., in a precambrian shield lake. *Hydrobiologia*, **243**:211-227
96. SCOTT, W.B. & E.J. CROSSMAN (1973). Freshwater fishes of Canada. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **184**, 966.
97. SCHNEIDER, J., LELEK, A. & E. KORTE (2002). Wiedereinbürgerung der Quappe (*Lota lota*) in der Ruhr (NRW) durch die Rührfischereigenossenschaft, Essen. In: Düver, W. (Ed.), *Fisch des Jahres 2002: Die Quappe (Lota lota)*. VDSF – Verband Deutscher Sportfischer, Offenbach am Main.
98. SOLEM, J.O. (1973). Diel rhythm of fry and young of *Lota lota* (Pisces). *Oikos*, **24**:325-327
99. SOUTHWOOD, T.R.E. (1968). *Ecological methods*. Chapman & Hall, London. Chapter 7: Relative methods of population measurement and the derivation of absolute estimates. pp. 174-228
100. STÍPEK, J. (1992). Erfahrungen bei der aufzucht der Rutte (*Lota lota*, L.) in der Tsechoslowakei. *Fischer & Teichwirt*, **43**(10):376-379

101. TIMMERMANS, J.A. (1957). Estimations des populations piscicoles – Applications aux eaux courantes rhéophiles. *Trav. Stat. Rech. Eaux et Forêts*, Groenendaal, Sér. D., n° 21, 96 p.
102. VAN DENSEN, W.L.T. (1994). *Predator enhancement in freshwater fish communities*. In: COWX, I.G. (Ed.), *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Fishing Book News, Blackwell Science, London, Cambridge. pp. 102-120
103. VANDELANNOOTE, A., R.YSEBOODT, B. BRUYLANTS, R. VERHEYEN, J. COECK, J. MAES, C. BELPAIRE, G. VAN THUYNE, B. DENAYER, J. BEYENS, D. DE CHARLEROY & P. VANDENABEELE (1998). Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. Water-Energie-Lucht (W.E.L.), Wijnegem, 303 pp.
104. VØLLESTAD, L.A. (1992). Age, growth and food of the burbot *Lota lota* in two eutrophic lakes in southeast Norway. *Fauna norv. Ser. A.*, **13**:13-18
105. VRIELYNCK, S., BELPAIRE, C., STABEL, A., BREINE, J. & P. QUATAERT (2002). De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, en AMINAL, afdeling water. IBW.Wb.V.R.2002.89
106. WANG, N. & A. APPENZELLER (1998). Abundance, depth distribution, diet composition and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and burbot (*Lota lota*) larvae and juveniles in the pelagic zone of Lake Constance. *Ecology of freshwater fish*, **7**:176-183
107. YSEBOODT, R., CLEMENT, L., MEIRE, P. & VERHEYEN, R.F. (2002). Vergelijking van de waterkwaliteit van de bekkens van de Kleine en de Grote Nete in de periodes 1999-2000 en 2001-2002. UIA-UA. (Universitaire Instelling Antwerpen)
108. ZAR, J.H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall international, Inc. Simon & Schuster/A Viacom Company, Upper Saddle River, U.S.A. 662 pp.

## Veldprotocol voor het nagaan van de habitatgeschiktheid van waterlopen voor de kwabaal (*Lota lota* L.)

### 1. Inleiding

Dit veldprotocol werd opgesteld voor het evalueren van de geschiktheid van een waterloop voor de kwabaal op basis van drie deelaspecten:

- de waterkwaliteit,
- het habitat voor subadulte en adulte kwabalen, en
- het habitat voor larven en juvenielen.

Het veldprotocol beschrijft voor elk van deze drie deelaspecten welke de benodigde materialen zijn en geeft voor elk deelaspect een inschatting van de tijds- en personeelsinvestering die nodig is voor de evaluatie van een waterloop. Verder worden voor elk deelaspect de werkwijze voor het verzamelen van de nodige gegevens en de werkwijze voor het verwerken van deze gegevens uitgelegd. Tot slot wordt beschreven hoe de resultaten dienen te worden geïnterpreteerd.

Het protocol is steeds gericht op de evaluatie van één traject van een waterloop, waarmee wordt bedoeld een traject dat zich tussen twee migratieknelpunten bevindt en waarbinnen minstens één zijwaterloop voorkomt die als paaibiotop voor de kwabaal kan dienen. Tussen de twee migratieknelpunten komt dan nergens een ander knelpunt voor en de zijwaterloop is voor vissen bereikbaar vanuit het ganse traject.

### 2. Evalueren van de waterkwaliteit

#### Benodigd materiaal:

- Toegang tot internet
- Microsoft excel

#### Personeelskost:

- Eén persoon gedurende een halve dag voor één waterloop
- Totaal = ½ mandag

#### Werkwijze:

- Zoek de dichtstbij de lokatie gelegen VMM-meetplaats op. Gebruik hiervoor het geoloket, te vinden op [www.vmm.be](http://www.vmm.be). Ga hiervoor naar 'Water' en vervolgens naar 'Meetdatabank'.
- Vraag de waterkwaliteitsgegevens op per meetplaats. Dit kan zowel met de meetplaatsnummer als met de naam van de (deel)gemeente het dichtst bij de locatie gelegen.
- Gebruik steeds zo recent mogelijke gegevens. Vraag deze gegevens op per variabele en niet voor gemiddeldes.

- Dit wordt gedaan voor de procentuele verzadiging aan opgeloste zuurstof (O<sub>2</sub> verz.), voor het biochemisch zuurstofverbruik (BZV<sub>5</sub>) en het gehalte aan ammoniakale stikstof (NH<sub>4</sub>-N).
- Zet deze gegevens over in excel en zorg daarbij dat er 4 kolommen zijn: de eerste met de data (of maand), de tweede met de corresponderende waarden voor O<sub>2</sub> verz., de derde met BZV<sub>5</sub> en de vierde met NH<sub>4</sub>-N.
- Ken aan elk van de opgevraagde variabelen een waardepunt toe volgens tabel 1

**Tabel 1:** Toekenning van waardepunten voor elk van de drie variabelen gebruikt om de chemische index te bepalen.

Waardepunten	Verzadiging % O <sub>2</sub>	BZV <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /L	NH <sub>4</sub> -N mg/l
1	91 - 110	≤ 3	< 0.5
2	71 - 90	3.1 - 6	0.5 - 1
	111 - 120		
3	51 - 70	6.1 - 9	1.1 - 2
	121 - 130		
4	31-50	9.1 - 15	2.1 - 5
5	≤ 30	> 15	> 5
	≥ 130		

- Bereken vervolgens de Chemische Index (CI) voor elke maand/datum als de som van de drie waardepunten.
- Bij een CI hoger dan 7, al is het slechts éénmalig, wordt de waterkwaliteit van deze locatie als ongeschikt bevonden. Van de locaties waarvan de CI gedurende het hele jaar door lager of gelijk aan 7 is wordt de waterkwaliteit als geschikt beschouwd.

### 3. Evalueren van het habitat voor adulte en subadulte kwabalen

#### Benodigd materiaal:

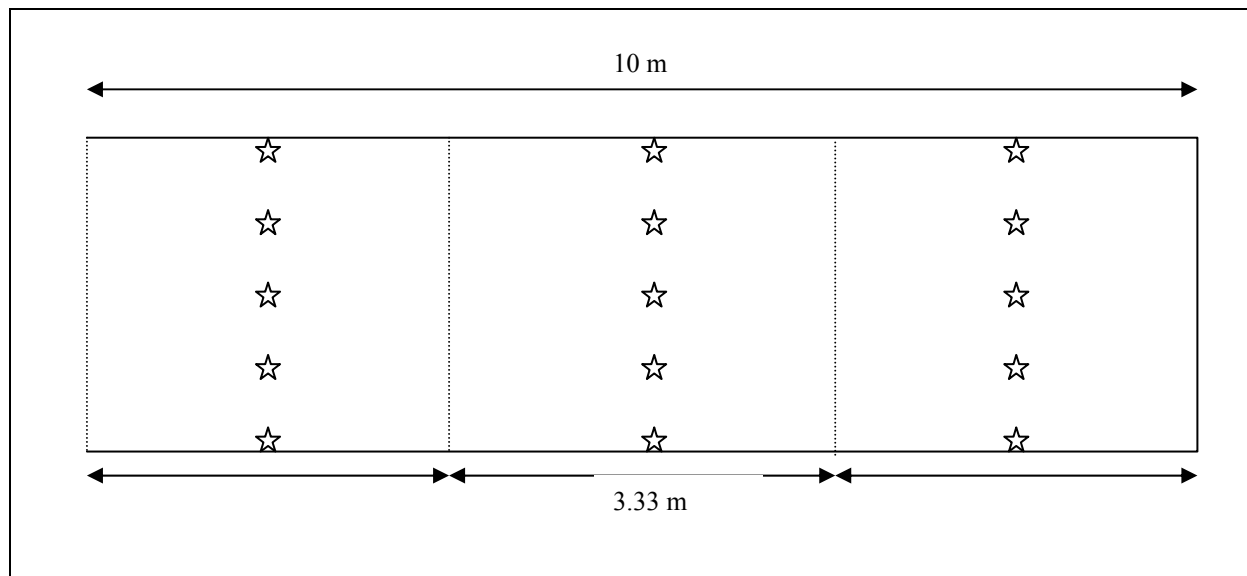
- veldformulieren en vulpotlood
- waadpakken
- stafkaarten
- lintmeter (minimum 50 m) om trajecten af te bakenen

#### Personeelskost:

- Twee personen voor het opmeten van habitat gedurende één halve dag = 1 mandag
- Eén persoon voor verwerken van gegevens gedurende één halve dag = ½ mandag
- Totaal = 1½ mandag

**Werkwijze voor het opmeten van het habitat:**

- Verdeel een waterloop-traject van 500 meter in 10 trajecten van 50 meter. Door afwisselend een traject op te meten en een traject over te slaan wordt er voor gezorgd dat geen enkel opgemeten 50 meter traject aan een ander opgemeten traject grenst.
- Voer de metingen enkel uit bij basisdebiet, dus bij voorkeur in de zomer en nazomer na een langere periode van droogte.
- Werk steeds stroomopwaarts.
- Leg voor de opmeting de rol- of lintmeter in de lengte-richting vlak naast de oever. De persoon die de gegevens noteert en dus op de oever blijft geeft aan de persoon die de metingen uitvoert telkens de positie door waar hij moet meten.
- In de lengterichting van het traject worden in totaal 15 transecten loodrecht op de oever genomen. De afstand tussen twee trajecten is steeds 3.33 meter. Het aantal meetpunten in de breedte per transect wordt weergegeven in tabel 2.
- Door de verdeling van het traject in zowel de lengte als in de breedte wordt de rivier als het ware in een virtueel raster van cellen verdeeld (figuur 1).



**Figuur 1:** De stippellijnen stellen de transecten voor (3 transecten per 10 meter), de meetpunten worden door de sterretjes voorgesteld. In dit voorbeeld zijn er 5 meetpunten, op smallere riviertrajecten worden er drie of minder opgemeten (zie tabel 2).

**Tabel 2:** Aantal meetpunten in de breedte van de rivier in functie van de breedte.

breedte rivier	aantal meetpunten	breedte van elke cel	aantal cellen/50 m lengte
10 – 5 meter	5	2 – 1 m	15 x 5 = 75
5 – 3 meter	3	1.67 – 1 m	15 x 3 = 45
3 – 2 meter	2	1.5 – 1 m	15 x 2 = 30
2 – 1 meter	1	2 – 1 m	15 x 1 = 15
< 1 m	1	< 1 m	15 x 1 = 15

- Nummer de meetpunten eerst volgens transect (afstand tot het beginpunt) en vervolgens volgens meetpuntnummer. Deze meetpuntnummer gaat van 1 tot 5 of van 1 tot 3 bij 5 respectievelijk 3 meetpunten in de breedte, en wordt van linkeroever naar rechteroever geteld.
- Noteer voor elk meetpunt de rivierkanaalpositie (oeverzone of centrale zone van de rivier) en de aan- of afwezigheid van een holle oever. Een holle oever is gedefinieerd als een holte in de oever die een horizontale diepte van minimaal 15 cm heeft en minstens 25 cm breed is. Deze holte mag volledig onder water zitten of maximaal 50 cm boven het wateroppervlak uitsteken.

**Werkwijze voor het verwerken van de gegevens:**

- Geef de gegevens na de opmeting zo snel mogelijk in in excel en controleer dubbel op eventuele fouten bij het overtypen.
- Ken vervolgens voor elke cel habitatgeschiktheidsindices (HSI) toe aan de opgemeten variabelen rivierkanaalpositie en holle oever zoals aangegeven in tabel 3.

**Tabel 3:** Habitatgeschiktheidsindices (HSI) voor holle oever en rivierkanaalpositie

variabele	aanwezig/oeverzone	afwezig/centrale zone
holle oever	1	0.15
rivierkanaalpositie	1	0.12

- Vervolgens wordt voor elke cel het produkt van de twee HSI-waarden gemaakt:  

$$HSI_{cel} = HSI_{holle\ oever} * HSI_{rivierkanaalpositie}$$
- Daarna wordt voor elk 50 meter traject de som gemaakt van deze produkten. Deze som is de WUA (weighted usable area) waarde van het 50 meter-traject:  

$$WUA_{traject} = \Sigma(HSI_{cel})$$

Voor één groter traject van 500 m zijn er dus 5 verschillende WUA-waarden.



- Corrigeer voor het variabele aantal cellen per traject door de WUA van elk 50 meter traject te delen door het aantal cellen dat in het betreffende traject voorkomt:

$$WUA_{\text{traject gecorrigeerd}} = WUA_{\text{traject}} / \text{aantal cellen in het traject}$$

- Bereken vervolgens het aantal kwabalen dat volgens het model in het traject per cel kan voorkomen met de formule:

$$\text{aantal kwabalen/cel} = -2,14906 + 0.79733 * WUA_{\text{traject gecorrigeerd}}$$

- Vervolgens wordt het berekende aantal kwabalen/cel omgezet naar aantal kwabalen per 50 meter door deze waarde te vermenigvuldigen met 75.

$$\text{aantal kwabalen/50 meter} = \text{aantal kwabalen/cel} * 75$$

- Tenslotte wordt dit aantal omgezet naar voorspelde aantal kwabalen per 100 meter door te vermenigvuldigen met 2.

$$\text{aantal kwabalen/100 meter} = \text{aantal kwabalen/50 meter} * 2$$

- Het voorspelde aantal kwabalen per 100 meter wordt herleid naar nul indien negatief, en afgerond naar het dichtstbijzijnde geheel getal indien positief.
- Elk 50 m traject wordt geëvalueerd op basis van het aantal kwabalen dat er wordt voorspeld per 100 meter:
  - 0 kwabalen: ongeschikt
  - 1-3 kwabalen: middelmatig geschikt
  - 4 of meer kwabalen: geschikt

## 4. Evalueren van het habitat voor larven/juvenielen/paai

### Benodigd materiaal:

- veldformulieren en vulpotlood
- waadpakken
- stafkaarten
- rol- of lintmeter (min 10 m) om trajecten af te bakenen
- Marsh-McBirney Flomate model 2000 stroomsnelheidsmeter; te calibreren voor gebruik

### Personeelskost:

- twee personen voor opmeten van habitat gedurende ½ dag = 1 mandag
- één persoon voor het intikken en verwerken van gegevens gedurende ½ dag = ½ mandag
- Totaal = 1½ mandag

**Werkwijze voor het opmeten van het habitat:**

- het paai/larvaal/juveniel habitat wordt opgemeten in de zijbeken die vanuit het onderzochte traject op de hoofdrievier bereikbaar zijn. Op elke zijbeek worden 10 trajecten van elk 10 meter opgemeten.
- Meet de trajecten enkel op bij basisdebiet, dus bij voorkeur in de zomer en nazomer na een langere periode van droogte.
- Werk steeds stroomopwaarts.
- De op te meten trajecten worden zo gelijkmatig mogelijk verdeeld over de ganse lengte van de zijbeek, waarbij de minimum afstand tussen twee op te meten trajecten 10 meter bedraagt. De lengte van de trajecten wordt met behulp van de rol- of lintmeter bepaald.
- In elk traject van 10 meter lengte wordt op drie willekeurige plaatsen de diepte (tot op 1 cm nauwkeurig) en de stroomsnelheid (tot op 1 cm/s nauwkeurig) opgemeten. De metingen worden steeds in de hoofdstroom uitgevoerd met een minimale tussenafstand van 1,5 meter in de lengterichting). De stroomsnelheid wordt gemeten op 10 cm onder het wateroppervlak.
- Daarnaast wordt voor elk traject een schatting gemaakt van:
  - percentage van de totale oeverlengte waar struiken en/of bomen over het water hangen (overhangende cover);
  - percentage van de totale oppervlakte van het traject dat begroeid is met moerasvegetatie, dit zijn planten die onder water wortelen maar boven water uit groeien;
  - percentage van de oppervlakte van het traject dat bedekt is met macrofyten, dit zijn planten die onder water wortelen maar niet boven het wateroppervlak uitsteken.

**Werkwijze voor het verwerken van de gegevens:**

De hieronder beschreven werkwijze dient voor het verwerken van de gegevens van één enkel 10- meter traject en dient voor elk traject herhaald te worden.

- Voor zowel de diepte als voor de stroomsnelheid wordt het gemiddelde berekend van de drie metingen.
- Indien de gemiddelde diepte van een 10 meter-traject minder dan 10 cm bedraagt is het traject sowieso ongeschikt en worden geen verdere berekeningen uitgevoerd; het aantal juvenielen dat in dit traject kan voorkomen bedraagt nul.
- Tel de percentages van moerasvegetatie en macrofyten bij elkaar, deze waarde is de totale vegetatie van het traject. Deze waarde kan dus meer dan 100% bedragen.

- Bereken het aantal juvenielen dat kan voorkomen in het traject met deze formule:

$$\text{Aantal juvenielen/10 m} = -0.79727 + 0.18112 * (\text{gemiddelde stroomsnelheid}) + 0.069366 * (\% \text{ overhangende cover}) + 0.1251 * (\% \text{ totale vegetatie})$$

- negatieve waarden worden herleid tot nul, positieve waarden worden afgerond naar het dichtstbijzijnde geheel getal

Doe dit voor alle opgemeten 10-meter trajecten. Vervolgens evalueer je deze trajecten op basis van het aantal juveniele kwabalen dat er wordt voorspeld per 10 meter trajectlengte:

- 0-6 juveniele kwabalen: ongeschikt
- 7-9 juveniele kwabalen: middelmatig geschikt
- 10 of meer juveniele kwabalen: geschikt

## 5. Interpreteren van de resultaten

### Waterkwaliteit

Locaties met een Chemische Index die minstens éénmaal de waarde van zeven overschrijdt zijn ongeschikt voor de kwabaal. Ga na welke van de drie opgezochte variabelen te hoog is/zijn door de afzonderlijke waardepunten te bekijken.

### Adult habitat

Wanneer het adult habitat weinig tot niet geschikt blijkt, betekent dit dat er te weinig microhabitats in de rivier voorkomen waarin holle oevers aanwezig zijn.

### Paai/juveniel/larvaal habitat

Voor de ongeschikte trajecten wordt nagegaan welke variabele(n) niet voldoende aanwezig is/zijn. Hoewel er een positief verband tussen stroomsnelheid en aantal juvenielen bestaat, mag men er niet zo maar van uit gaan dat het verhogen van de stroomsnelheid altijd positief is. Indien de stroomsnelheid te hoog wordt voor de larven, zal er zelfs het tegenovergestelde effect worden bereikt. De maximale stroomsnelheid waarbij nog juveniele kwabalen werd aangetroffen bedroeg 45 cm/s, maar de werkelijke bovengrens is niet gekend. Het verband tussen juveniele kwabalen en stroomsnelheid dient eerder te worden geïnterpreteerd als: in stilstaande of zeer traagstromende beken is er minder geschikt habitat aanwezig, in beken met een lichte tot matige stroming is er meer geschikt habitat aanwezig.

Voor de totale vegetatie en voor cover door struiken en bomen geldt wel dat hoe meer deze voorkomen, hoe meer juvenielen er aanwezig kunnen zijn.

### Globaal

Een traject op de waterloop is geschikt als:

- de waterkwaliteit geschikt is;
- er geschikt habitat aanwezig is voor subadulte en adulte kwabalen, en
- er geschikt habitat aanwezig is voor larven en juvenielen.



VELDFORMULIER PAAI/LARVAAL/JUVENIEL HABITAT						
Datum:			Locatie:			
Naam zijbeek:			Naam hoofdloop:			
Opmerkingen:						
Traject- nummer	Meetpunt- nummer	Diepte (cm)  3 metingen	Stroom- snelheid (cm/s)  3 metingen	Over- hangende cover (%)  1 meting	Moeras- vegetatie (%)  1 meting	Macrofyten (%)  1 meting
1	1					
	2					
	3					
2	1					
	2					
	3					
3	1					
	2					
	3					
4	1					
	2					
	3					
5	1					
	2					
	3					
6	1					
	2					
	3					
7	1					
	2					
	3					
8	1					
	2					
	3					
9	1					
	2					
	3					
10	1					
	2					
	3					

## Het Instituut voor Natuurbehoud

Het Instituut voor Natuurbehoud (IN) is een wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap; het telt momenteel een 100-tal medewerkers.

Het werd op 1 maart 1986 operationeel met als algemene taakstelling: “alle passende wetenschappelijke studies, onderzoeken en werkzaamheden uit te voeren in verband met het natuurbehoud, inzonderheid met het oog op het uitwerken van actiemiddelen en wetenschappelijke criteria tot het voeren van een beleid inzake natuurbehoud; hiertoe verzamelt het alle nuttige documentatie, onderneemt het de nodige studies en onderzoeken, richt enquêtes in en zorgt voor de overdracht van de verworven kennis aan de bevoegde overheden...”

Het onderzoek heeft vooral betrekking op de diverse aspecten van de biodiversiteit, meer bepaald de inventarisatie, monitoring en ecologie van planten- en diersoorten, populaties en levensgemeenschappen in relatie tot hun omgeving. In het landschapsecologisch onderzoek gaat de aandacht vooral naar ecohydrologie, habitatfragmentatie en ecosysteemprocessen. De wetenschappelijke kennis ligt aan de basis van referentiekaders (zoals Rode Lijsten van diverse taxonomische groepen), karteringen van het natuurlijk milieu (zoals de Biologische waarderingskaart, BWK) en gebiedsgerichte acties inzake natuurontwikkeling, -herstel en -beheer. Dit beoogt het beleidsmatig inpassen van ruimtelijke en kwalitatieve noden van natuurbehoud in landinrichting, ruimtelijke planning, integraal waterbeheer en milieubeheer. Toepassingen liggen o.m. in de sfeer van het afbakenen van ecologische netwerken en gebieden van internationale betekenis en soortbeschermingsplannen.

Het Instituut is betrokken bij verschillende regionale, nationale en internationale onderzoeksprogramma's en netwerken. Daarnaast is er nauwe samenwerking met universiteiten en andere wetenschappelijke instellingen in binnen- en buitenland.

Adviesverlening is een belangrijke taak van het Instituut. Deze gebeurt zowel ten behoeve van het Kabinet van de bevoegde Minister, de Vlaamse Hoge Raad voor Natuurbehoud, de Milieu- en Natuurraad van Vlaanderen, AMINAL, AHROM en andere entiteiten van de Vlaamse Gemeenschap.

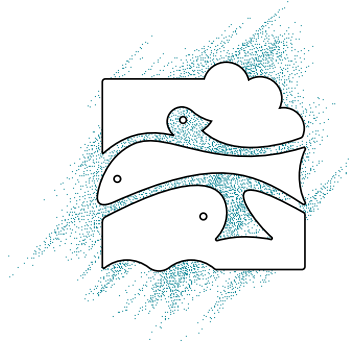
In opdracht van derden kunnen via het Eigen Vermogen specifieke studies, karteringen en expertises worden uitgevoerd, waarvoor tijdelijke contractuele medewerkers kunnen worden aangetrokken.

Het Instituut voor Natuurbehoud publiceert rapporten en mededelingen in een eigen reeks. De bibliotheek biedt een ruim aanbod van tijdschriften en referentiewerken inzake milieu en natuur. Daarnaast biedt het Instituut diverse informatie aan via internet.

Algemeen Directeur: Prof. Dr. Eckhart Kuijken.



Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap



*Instituut voor Natuurbehoud - Kliniekstraat 25 - 1070 Brussel - België*  
*Tel : +32 2-558 18 11 - Fax : +32 2 558 18 05*  
*www.instnat.be - info@instnat.be*