

DI: 167119



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost-Nederland

Bibliotheek

Nr. PW-BG.98017 ON

DE: 167119

B ~~W~~-BG-98017



Evaluatie Pilot Kribvakafsluiting Waterbeweging, morfologie en ecologie

¹⁷
B ~~W~~-BG-98002 versie 1.0 DEFINITIEF

24 september 1998



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost-Nederland

107-108

COLOFON

Documenttitel	:	Evaluatie Pilot Kribvakafsluiting Waterbeweging, morfologie en ecologie
Auteurs	:	F.T.G. Tank F.R. Kok
Archiefnummer	:	W-BG-98002
Versie	:	1.0 Definitief
Datum	:	24 september 1998
Project	:	Waalprogramma
Deelproject	:	Baggeren
Verantwoordelijke instantie	:	Rijkswaterstaat directie Oost-Nederland
Uitvoerende instantie	:	Rijkswaterstaat directie Oost-Nederland
Projectleider	:	Ir D. van der Graaf
Deelprojectleider	:	Ir P.G. Kruitwagen
Inhoudelijke toetsing		
1.	:	drs J.S.L.J. van Alphen
paraaf, datum	:	
2.	:	
paraaf, datum	:	
Toetsing deelprojectleider	:	
paraaf, datum	:	

✓ 24/9/98

Inhoud

Voorwoord v

Samenvatting vii

1 Inleiding 1

- 1.1 Algemeen 1
- 1.2 Doelstelling 2
- 1.3 Onderzoeksvragen 2
- 1.4 Opbouw rapport 2

2 Achtergronden 3

- 2.1 Inleiding 3
- 2.2 Processen 3
- 2.3 Te verwachten effecten van kribvakafsluiting 7

3 Detailontwerp 9

- 3.1 Inleiding 9
- 3.2 Uitvoering op de Waal 9

4 Beschikbare gegevens en verwerking 11

- 4.1 Inleiding 11
- 4.2 Overzicht metingen 11
- 4.3 Evaluatie meetprogramma monitoring kribvakafsluiting voor toetsing
hypothesen 13
- 4.4 Verwerking detailleringen 14
- 4.5 Betrouwbaarheid gegevens 14

5 Resultaten 17

- 5.1 Kuberingen 17
- 5.2 Bodemhoogteverschilkaarten 18
- 5.3 Ecologische effecten 19
- 5.4 Samenvatting 21

6 Discussie 23

7 Conclusies, adviezen en aanbevelingen 25

- 7.1 Conclusies 25
- 7.2 Adviezen 25
- 7.3 Aanbevelingen 26

Literatuur 27

Bijlagen 29

Bijlage A Kribvakafsluiting Topografie Locaties 31

Bijlage B Kribvakafsluiting Ligging raaien dieptegegevens 33

Bijlage C Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaarten 35

Bijlage D Grafieken met veranderingen in de gemiddelde bodemhoogten van afgesloten en referentie kribvakken 37

Bijlage E Kribvakafsluiting kuberingsgegevens 39

Bijlage F Kribvakafsluiting d.m.v. strekdammen 41

.....
Figuren:

Figuur 2.1 Ideale neerstroming in een kribvak bij lage afvoeren

Figuur 2.2 Stroombeeld met twee neren in een kribvak (lage afvoer)

Figuur 2.3 Stroombeeld met verticale en horizontale neren in kribvak bij hoge afvoer

Figuur 2.4 Stroming en morfologie op de overgang zomerbed - kribvakken van een stuk rivier

Figuur 2.5 Schematische weergave van verschillende afsluitprincipes

Figuur 3.1 Lokaties kribvakafsluiting langs de Waal

.....
Tabellen:

Tabel 4.1 : Overzicht metingen voor de pilot kribvakafsluiting 11

Tabel 5.1: Gemiddelde hoogteveranderingen in de kuberingsvakken van de afgesloten kribvakken en referentie kribvakken van de drie locaties met kribvakafsluiting

Tabel 5.2 : Aantal soorten per soortgroep in de referentie- en afgesloten kribvakken

Tabel 5.3 : Procentuele verdeling van de macro-fauna naar substraat voorkeur

Tabel 5.4 : Aantal vissoorten per locatie en per vistuig

Voorwoord

.....

De pilot kribvakafsluiting is in 1995 opgestart als een onderdeel van het Waalproject. De planvorming en evaluatie is in handen van de onderafdeling Rivierkunde (ANSR) en voornamelijk uitgevoerd door Arjan Kooij. Voor de uitvoering was Rudi te Wierik van de afdeling IXN verantwoordelijk. Fred Tank is verantwoordelijk voor de morfologische analyse in dit rapport; Frank Kok voor de ecologische analyse.

De volgende mensen willen wij bedanken voor hun aandeel bij het totstandkomen van dit rapport: projectleider Peter Kruitwagen (ANSP), Dirk van der Graaf (hoofdprojectleider Waal; ANSP), Hendrik Havinga (ANSR), Marco Taal (ANSR), Jos van Alphen (ANSR), Frans Berben (ANSR), Jos Spier (ANSP), Rudi te Wierik (IXN), Wilfried ten Brinke (RIZA), Pieter van Dommele (ANIC), Henk van der Kaaij (ANIC) en Rein de Vries (ANIC)

Arnhem, 7 september 1998

Samenvatting

.....

De Waal is één van de belangrijkste scheepvaartroutes van Nederland. Door de alomtegenwoordige toename van de scheepvaart is het noodzakelijk om de vaargeul van de Waal te verruimen. Binnen het Waalproject is een samenhangend pakket van maatregelen die leiden tot vaargeulverruiming gedefinieerd. Een van de maatregelen is kribvakafsluiting. Kribvakafsluiting wordt gezien als een maatregel om een andere maatregel, het baggeren, in omvang te reduceren.

In theorie werkt kribvakafsluiting als volgt: door het afsluiten van kribvakken buigt de hoofdstroom in de vaargeul minder uit in het kribvak. Hierdoor nemen in het zomerbed de stroomsnelheden toe zodat de bodem op een lager niveau stabiliseert. In het kribvak daarin tegen zullen meer stromingsluwten ontstaan zodat in het kribvak fijner sediment tot bezinking kan komen.

Vanuit ecologisch oogpunt zijn stromingsluwten in kribvakken een positieve ontwikkeling omdat de vestigingskansen voor een gevarieerde oevervegetatie wordt vergroot. In een stabielere kribvakmilieu ontstaan tevens gunstige levensomstandigheden voor aquatisch bodemleven en forageer mogelijkheden voor vogels.

De werking van kribvakafsluiting is met veel onzekerheden omgeven. Om deze reden heeft de stuurgroep Waal ervan afgezien om de maatregel in het Voorkeurspakket op te nemen. De stuurgroep Waal heeft in 1996 wel besloten tot uitvoering van een pilot. Daartoe zijn op een drietal plaatsen langs de Waal een aantal kribvakken met een doorlatende rij houten palen afgesloten. Om de effecten van de afsluiting op de waterbeweging, morfologie en de ecologie te bepalen zijn een aantal relevante parameters gemeten. Deze metingen zijn ook in een nabijgelegen referentie kribvak verricht.

De *doelstelling* van deze verslaglegging is het beoordelen van de gevolgen van kribvakafsluiting voor de waterbeweging, morfologie en ecologie en het geven advies over de mogelijkheden van kribvakafsluiting voor het nautisch beheer van de vaargeul.

Uit de analyse van de meetgegevens kan het volgende worden geconcludeerd:

- de meetnauwkeurigheid van de stroomsnelheidsmetingen is te klein om de effecten van kribvakafsluiting te meten (dit was reeds na afloop van de T0-metingen geconstateerd waarna de vervolgmetingen zijn gestaakt);
- op basis van de analyse van de gegevens van de bodemligging van het zomerbed bij de door een palenrij afgesloten kribvakken kan de werking van kribvakafsluiting niet worden aangetoond;
- deze conclusie wordt onderschreven aan de hand van een analyse van metingen van de bodemligging van het zomerbed voor en na de aanleg van strekdammen waardoor kribvakken volledig zijn afgesloten;
- als aanvulling op de vorige twee conclusies moet vermeld worden dat andere natuurlijke morfologische processen in het zomerbed de effecten van kribvakafsluiting domineren;
- in het verlengde van de geringe morfologische effecten hebben de rijen houten palen noch positieve noch negatieve invloed op de samenstelling van de macro-fauna in kribvakken. Andere factoren zoals de stroming als gevolg van de scheepvaart zijn van grotere betekenis;

- afsluiting leidt tot een iets hogere dichtheid aan vissoorten in een kribvak. Wat betreft de soortenrijkdom is er geen wezenlijk verschil. Door vissen worden kribvakken hoofdzakelijk gebruikt als foerageerbiotoop. Het gebruik als paai- en opgroeigebied voor jonge vis is te verwaarlozen.

Verder is gebleken dat gebruik van nieuwe meettechnieken niet de gewenste nauwkeurigheid oplevert om een nauwkeuriger en betere uitspraak te doen over de morfologische werking van kribvakafsluiting. Ook een andere meetopzet waarbij rekening gehouden wordt met de rivierafvoer biedt geen soelaas.

Op basis van de conclusies uit de metingen en bovenstaande overwegingen wordt de stuurgroep Waal geadviseerd:

- de pilot kribvakafsluiting met het daarbij horende monitoringsprogramma te beëindigen;
- een lijst van documenten op te stellen en een dossier aan te leggen over de maatregel kribvakafsluiting;
- kribvakafsluiting niet grootschalig toe te passen om de vaargeul op de Waal te verruimen en
- de palen in de Waal te verwijderen en (indien mogelijk) te hergebruiken.

1 Inleiding

1.1 Algemeen

De Waal is de belangrijkste scheepvaartroute van Nederland. In de Vierde nota Ruimtelijke Ordening en het Tweede Structuurschema Verkeer en Vervoer is de Waal als HoofdTransportas (HTA) aangemerkt. Om de nautische eisen in de toekomst te kunnen waarborgen, is door de minister besloten de vaargeuldimensies te vergroten van 150 m x 2.50 m naar 170 m x 2.80 m ten opzichte van de Overeengekomen Lage Rivierstand (OLR) (Rijkswaterstaat, 1993). Dit beleid wordt binnen het Waalproject uitgevoerd en moet in 2004 gereed zijn.

De vergroting van de vaargeuldimensies wordt verkregen door een samenhangend pakket aan maatregelen dat bestaat uit hoofdmaatregelen zoals de aanleg van een vaste laag, bodemkribben en bodemschermen in bochten en door aanvullende maatregelen zoals periodiek baggeren (Kruitwagen en Van der Graaf, 1997). Een potentiële aanvullende maatregel is kribvakafsluiting. Kribvakafsluiting wordt gezien als een manier om de baggerinspanning te verminderen. Bij toepassing van kribvakafsluiting op alle 114 geïdentificeerde knelpunten kan dit leiden tot een vermindering van 14 % van de totale omvang van de knelpunten op rechtstanden en 'crossings' (Van Velzen en Baarse, 1996).

In het kort is de theorie achter kribvakafsluiting als volgt: de hoofdstroming in het zomerbed wordt opgelegd door de kribben. Tussen de kribben heeft de stroming de neiging om uit te buigen. Ten gevolge van de uitbuiging vertraagt de stroom en ontstaan ondiepten in het zomerbed tussen de kribben. De verwachting is dat door de kribvakken af te sluiten de uitbuiging van de hoofdstroom afneemt. Hierdoor neemt de stroomsnelheid in de hoofdgeul toe zodat de bodem op een lager niveau stabiliseert. In het kribvak daarin tegen zullen meer stromingsluwten ontstaan zodat in het kribvak fijner sediment tot bezinking kan komen.

Vanuit ecologisch oogpunt zijn stromingsluwten in kribvakken een positieve ontwikkeling omdat de vestigingskansen voor een gevarieerde oevervegetatie wordt vergroot. In een stabielere kribvakmilieu ontstaan tevens gunstige levensomstandigheden voor aquatisch bodemleven en foerageer mogelijkheden voor vogels.

De werking van kribvakafsluiting is met veel onzekerheden omgeven. Om deze reden heeft de stuurgroep Waal er van afgezien om de maatregel kribvakafsluiting op te nemen in het Voorkeurs-alternatief (Kruitwagen en Van der Graaf, 1997). Onderzoek naar de werking van kribvakafsluiting met behulp van mathematische modellen werd niet zinvol geacht omdat de werkelijke situatie lastig naar modellen te vertalen is en getwijfeld wordt aan de nauwkeurigheid van de modellen (Havinga, 1997). Om deze reden heeft de stuurgroep Waal op 18 maart 1996 besloten tot uitvoering van een pilot om de werking van kribvakafsluiting te achterhalen. Basis voor deze keuze was het concept-document van 'Voorontwerp Pilot Kribvakafsluiting' van Kooij en Te Wierik (1996). De pilot is opgezet om uit te zoeken op welke wijze een eenvoudige en goedkope afsluiting van kribvakken kan bijdragen aan het behalen van de doelstelling van het Waalproject. Daarom zijn alleen methoden

van afsluiting in beschouwing genomen die de constructie van de kribben ongemoeid laten. Dit bespaart kosten bij aanleg, beheer en eventuele opruiming. Op basis van de criteria flexibiliteit, kosten en landschap is gekozen voor een constructie met een open palenrij.

In 1996 zijn op een drietal lokaties op de noordelijke oever van de Midden-Waal drie kribvakken op een rij afgesloten. Voor het bepalen van de effecten van de afsluiting op de waterbeweging, morfologie en ecologie is een monitoringsprogramma opgesteld met een looptijd van 2 jaar. Voorafgaande aan de afsluiting (T0) en regelmatig na de afsluiting zijn metingen verricht (T1, T2 metingen). De T0-meting is reeds geanalyseerd (Kooij, 1997).

De stuurgroep Waal verwacht in de zomer van 1998 een tussentijdse evaluatie over de hydrodynamische, morfologische en ecologische gevolgen van kribvakafsluiting. Tevens verwacht de Stuurgroep een advies over de voortzetting van de pilot. Voorliggend rapport bevat de (tussentijdse) evaluatie en het advies.

1.2 Doelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is *het beoordelen van de gevolgen van kribvakafsluiting voor de waterbeweging, de morfologie en de ecologie en het geven van advies over de mogelijkheden van kribvakafsluiting voor het nautisch beheer van de vaargeul.*

1.3 Onderzoeksvragen

De evaluatie van de pilot wordt geleid door een tweetal hoofdvragen n.l.:

- *Zijn de verrichte metingen afdoende voor beoordeling van de werking?*
- *Wat zijn de gevolgen voor de waterbeweging, de morfologie en de ecologie van kribvakafsluiting en wat zijn aanbevelingen voor de toekomst?*

1.4 Opbouw rapport

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt de theorie achter kribvakken kort beschreven en worden de verwachte effecten van afsluiting van een kribvak behandeld. In hoofdstuk 3 wordt kort in gegaan op het detailontwerp van de in de pilot toegepaste kribvakafsluiting. Vervolgens komen in hoofdstuk 4 de beschikbare gegevens en de verwerking aan de orde. De resultaten van de analyse staan in hoofdstuk 5. In hoofdstuk 6 worden de mogelijkheden voor kribvakafsluiting in de toekomst besproken. Tenslotte volgen in hoofdstuk 7 de conclusies, adviezen en aanbevelingen.

2 Achtergronden

2.1 Inleiding

De Waal is genormaliseerd m.n. door de aanleg van kribben. De normalisatie heeft tot doel om tot één hoofdgeul te komen. Door de normalisatie is het zomerbed vastgelegd. Tevens is door de aanleg van kribben de bevaarbaarheid tijdens lage afvoeren vergroot doordat dezelfde hoeveelheid water door een nauwer maar dieper profiel werd gedwongen. Gegeven de huidige 'layout' van de rivier en de normalisatie wordt de ligging van het zomerbed in eerste instantie bepaald door het meanderen van de rivier: buitenbochten zijn diep, binnenbochten ondiep en op de overgang tussen twee bochten liggen de ondiepe 'crossings'. Lokaal wordt de bodemligging van het zomerbed bepaald door de ondiepten ter hoogte van het kribvak. Eveneens zijn op lokale schaal de volgende factoren van invloed op de ligging van het zomerbed: de afvoergelateerde aanpassing van het zomerbed, passage van bodemvormen zoals zandgolven (lengte: kilometers) en megaribbels (lengte: 100 tot 150 m; hoogte: 0.5 à 0.8 m). Door de combinatie van de verschillende factoren kan de vaargeul op bepaalde lokaties te ondiep zijn.

2.2 Processen

De hydrodynamische en morfologische processen in kribvakken verschillen van die in de rivier. Hieronder worden de hydrodynamische en morfologische processen in een kribvak nader beschreven en de invloed hiervan op het ecologisch functioneren van kribvakken.

Hydrodynamische processen

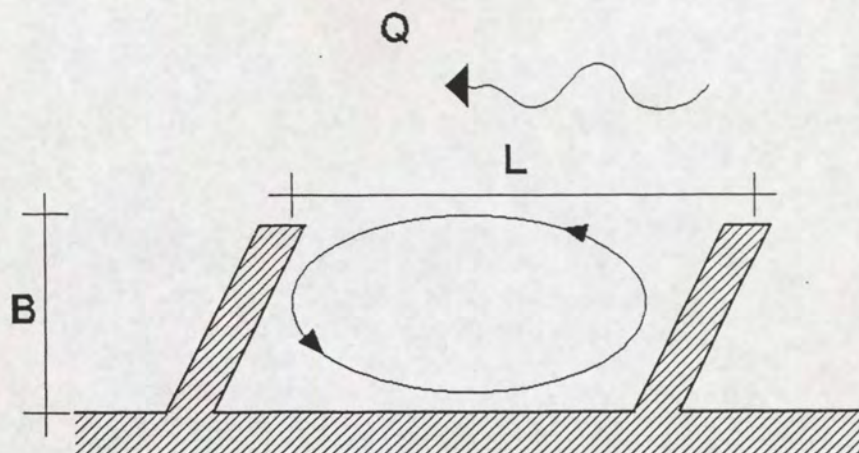
De hydrodynamische processen in een kribvak worden bepaald door:

- de natuurlijke stromingssituatie en
- stroming die veroorzaakt wordt door de scheepvaart in de vaargeul.

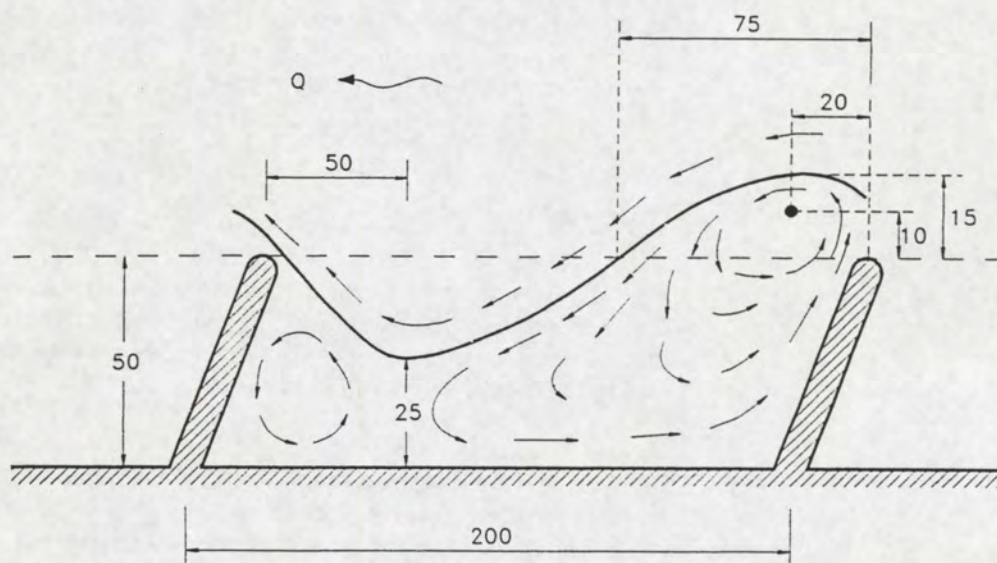
Natuurlijke stromingssituatie

De stroming in een kribvak wordt, bij afvoeren waarbij de kribben niet zijn overstroomd, bepaald door de stroming in de vaargeul. Achter een krib ontstaat een wervelstraat op de rivier. Tussen twee kribben buigt de hoofdstroming het kribvak binnen. Aan de benedenstroomse zijde 'lekt' water van de vaargeul het kribvak binnen. Hierdoor wordt een neer aangedreven die aan de bovenstroomse zijde van het kribvak uittreedt (Kooij, 1996a; Ten Brinke et al., 1997) (figuur 2.1). Het aantal neren dat in een kribvak ontstaat is afhankelijk van de lengte (L) en de breedte (B) van het kribvak. Volgens Jansen (1979 in: Kooij, 1996a) ontstaat in de ideale situatie bij $0.5B < L < 2B$ één stabiele neer. In deze situatie wordt de stroom goed opgelegd. Buiten dit bereik ontstaan twee of meer neren in het kribvak. Hierbij ontstaat een tweede kleine neer aan het benedenstroomse eind van het kribvak (figuur 2.2). Dit geldt overigens voor een recht stuk rivier; in bochten ontstaat meer dan één neer bij $L \ll 2B$.

.....
Figuur 2.1 Ideale
neerstroming in een
kribvak bij lage
afvoeren (bron: Kooij,
1996a)



.....
Figuur 2.2 Stroombeeld
met twee neren in een
kribvak (lage afvoer)
(bron: Termes et al.,
1991)



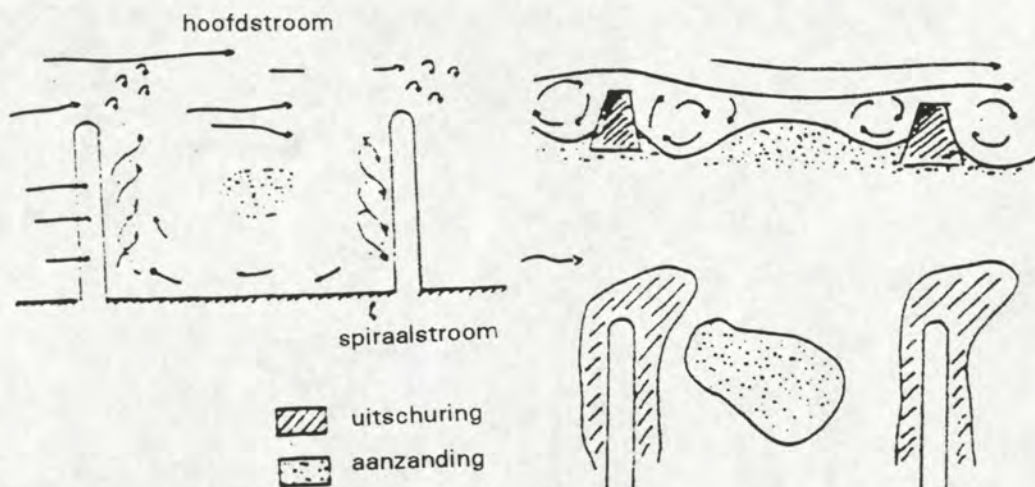
De kribvakken langs de Waal wijken sterk af van de ideale situatie en daarvoor geldt tegenwoordig $L = 4B$ (Kooij, 1996a). Uit veldmetingen in een aantal kribvakken langs de Waal is gebleken dat in kribvakken met een $L = 100$ m één neer ontstaat. Bij kribvakken van $L \Rightarrow 200$ m treden twee neren op (Ten Brinke et al., 1998).

Bij afvoeren waarbij de kribben overstromen, treden naast het (verticale) neerpatroon horizontale neren (spiraalstroom) op direct beneden- en bovenstrooms van de kribben (figuur 2.3)

Door scheepvaart veroorzaakte stroming

Onderzoek van Havinga (1984 in: Kooij, 1996a) heeft aangetoond dat de stroming ten gevolge van de scheepvaart de natuurlijke processen in het kribvak

Figuur 2.3 Stroombeeld met verticale en horizontale neren in kribvak bij hoge afvoeren (bron: Kooij, 1996a)



versterkt. De grootte van de invloed van de scheepvaartgeïnduceerde stroming hangt samen met de omvang van de passerende schepen en de nabijheid van de passage.

Uit veldmetingen in kribvakken op de Waal is gebleken dat bij gemiddelde rivierafvoer een passerend zesbakduwschip in het kribvak een waterspiegel-daling van 0.15 à 0.20 m en een stroomsnelheid dwars op de hoofdstroom-richting op 0.1 m boven de bedding van 0.3 à 0.4 m/s tot gevolg heeft (Ten Brinke et al., 1998). Uit deze getallen kan worden geconcludeerd dat de invloed van de scheepvaart op de hydro-dynamische processen in kribvakken van zeer groot belang is. De invloed van deze processen zullen bij de verwachte toename van de scheepvaart en het aantal schepen alleen maar groter worden.

Bij hoge afvoeren neemt de relatieve invloed van de scheepvaart op het stroombeeld in het kribvak af.

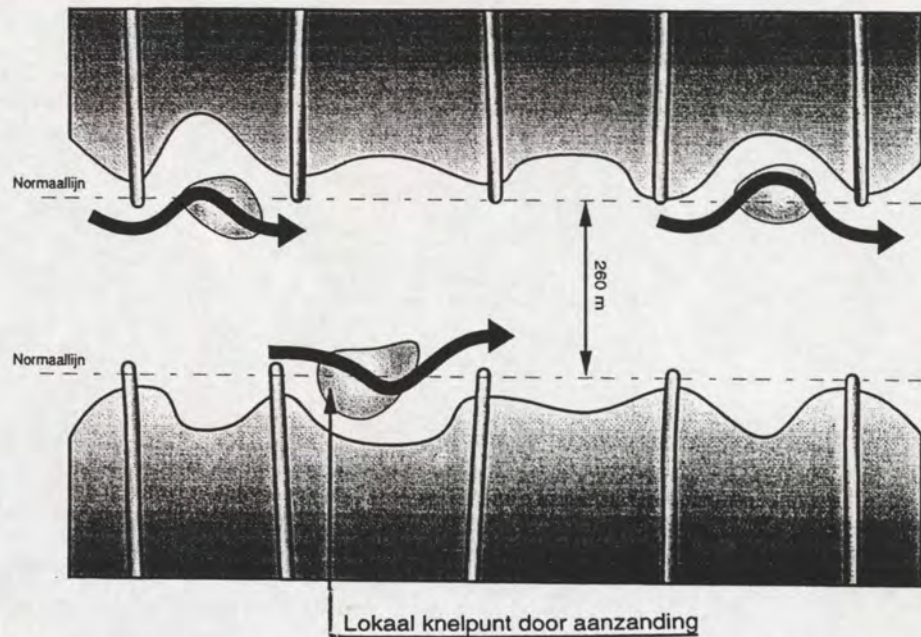
Morfologische processen

De bovengeschetste hydrodynamische situatie in de kribvakken stuurt de morfologische processen in het kribvak aan. De morfologie van een kribvak en het aanpalend zomerbed wordt primair bepaald door de contractie en uitbuiging van de hoofdstroming bij respectievelijk kribkop en kribvak.

De convergentie van de stroming ter hoogte van kribkoppen veroorzaakt in combinatie met de uitstroming van de kribvakneer en de bijbehorende turbulentie de ontgrondingsgaten in het zomerbed direct benedenstrooms van de kribkoppen. Tussen de kribkoppen buigt de stroming uit in het kribvak. Het zomerbed is hier relatief ondiep (figuur 2.4).

De neerstroming in het kribvak is van secundair belang voor de morfologie. De ondiepte in het zomerbed tussen twee kribben sluit aan op het ondiepe centrale deel van het kribvak waarom heen een neer draait. De neer in het kribvak is bij lage afvoeren en zonder de invloed van de scheepvaart niet sterk genoeg om sedimenttransport op te wekken. Echter onder invloed van een scheepspassage is dit wel mogelijk. Bij passage van een fors rivierschip kan de hierdoor opgewekte golf en stroming in het kribvak van 0.3 à 0.4 m/s groot genoeg zijn om sediment in suspensie te brengen. Dit materiaal wordt opgenomen door de kribvakneer en via de bovenstroomse uitstroomopening afgevoerd naar het zomerbed waar de hoofdstroming het materiaal afvoert. Bij lage afvoeren, dus afvoeren waarbij de kribben niet overstromen, vindt aldus netto export uit de kribvakken langs de Waal plaats (Ten Brinke et al., 1998).

.....
Figuur 2.4 Strooming en
morfologie op de
overgang zomerbed -
kribvakken van een
stuk rivier



Over de morfologische processen bij hoge afvoeren is niet zo heel veel bekend. Direct boven- en benedenstrooms van de kribben ontstaat spiraalstrooming (horizontale neren) die erosief werken: er ontstaan daar dieptes. Het centrale deel van het kribvak waar ook bij hoge afvoeren een neer om draait fungeert als zandvang (figuur 2.3). Aangenomen wordt dat kribvakken netto importerend zijn tijdens hoge afvoeren (Ten Brinke et al., 1998).

Ecologische processen

Vanuit landschapsecologische oogpunt maken kribvakken onderdeel uit van het zomerbed. De organismen in het zomerbed hebben zich aangepast aan een dynamisch milieu met sterk fluctuerende stromingen vanuit één richting. De stromingskarakteristiek is hiermee de belangrijkste milieufactor voor organismen in de rivier. Het gaat hierbij niet alleen om de directe invloed van strooming, maar ook de indirecte invloed hiervan op de bodemstructuur, de sedimentsamenstelling en het zuurstofgehalte. In een natuurlijke rivier zorgen deze processen voor een gevarieerde rivierbedding met diepe en ondiepe delen waar snelstromende en langzaamstromende gedeelten voorkomen.

Door de aanleg van kribben is het natuurlijk stromingspatroon in het zomerbed van de Waal verstoord. Voor organismen is het een zeer dynamische levensomgeving met een sterk sedimenttransport. Het huidige biologische leven heeft zich aan dit milieu aangepast door gebruik te maken van holtes tussen stenen als vestigings- of schuilplaats. In de iets luwe delen van het zomerbed komen kenmerkende rivierinvertebraten (organismen) zoals mosselen, kokkerjuffers en dansmuggen in verschillende dichtheden voor. Als overlevingsstrategie maken deze organismen gebruik van het ingraven in het bodemsubstraat. Voor vissen en vogels zijn de organismen in het kribvak belangrijk voedsel. Kribvakken vervullen voor vogels en vissen dan ook belangrijke foerageer- en migratiefunctie in hun levenscyclus.

2.3 Te verwachten effecten van kribvakafsluiting

Hydrodynamische en morfologische effecten

Door kribvakafsluiting wordt de rivier gelijkmatig versmald. De uitbuiging van de hoofdstroom in de kribvakken vermindert waardoor ondiepten in het zomerbed verdwijnen, ontgrondingsgaten bij kribkopen deels worden opgevuld met als resultaat dat het zomerbed gelijkmatiger wordt. De neer in het kribvak wordt bij volledige afsluiting uiteraard teniet gedaan en bij gedeeltelijke afsluiting verzwakt.

De verkleining van de breedte van de rivier beïnvloedt de bodemligging. Door vergelijking van trajecten op de Waal met lokaal *volledig* door strekdammen afgesloten kribvakken aan één zijde van de rivier met trajecten zonder afgesloten kribvakken toont Havinga (1997) aan dat afsluiting tot een toename van de geulbreedte van het zomerbed leidt van 15 m. Verder beredeneert hij dat bij aanname van de dwarshelling van het zomerbed van 1:50 de bodem maximaal 0.3 m daalt. Hieruit leidt hij af, bij aanname dat de ondiepte over de halve kriblengte van 250 m gelegen is, dat de lokale werking van enkelzijdige kribvakafsluiting kan worden vertaald in een reductie van 600 m³ baggerwerk en 1100 m³ bij dubbelzijdige afsluiting. De verwachting is dat dit vrijgekomen materiaal naar de diepe delen van het zomerbed nabij de kribkopen verdwijnt.

Bovengenoemde maximale waarden van breedtevergroting en dieptetoename treden op bij maximale afsluiting. Bij gedeeltelijke afsluiting vindt maar een deel van deze winst plaats. Daarbij zijn de volgende factoren van belang (Kooij, 1996a):

- de lengte waarover het kribvak (gedeeltelijk) is afgesloten;
- het (bovenstroomse, midden of benedenstroomse) deel van het kribvak dat is afgesloten;
- de afstand uit de normaallijn van de afsluitende constructie;
- de hoogte van de constructie;
- doorlatendheid van de constructie.

Deze factoren worden hieronder nader toegelicht. Onderstaande is gebaseerd op Kooij (1996a).

De lengte waarover het kribvak is afgesloten, bepaalt de werking van de kribvakafsluiting waarbij de werking varieert tussen de 100% bij volledige afsluiting en 0 % bij een volledig open kribvak (figuur 2.5). Immers bij volledige afsluiting is de uitbuiging van de hoofdstroom 0 en de werking is maximaal. Verwacht wordt dat bij een *volledige* afsluiting de bodem van het zomerbed ter hoogte van het kribvak met 0.44 m wordt verlaagd. Bij de kribkop is de verwachte verondieping 0.30 m.

Bij een *gedeeltelijke* afsluiting is de werking geringer (50 %) als het boven- of benedenstroomse helft is afgesloten dan in het geval dat het midden deel is afgesloten (werking 75 %) (figuur 2.5).

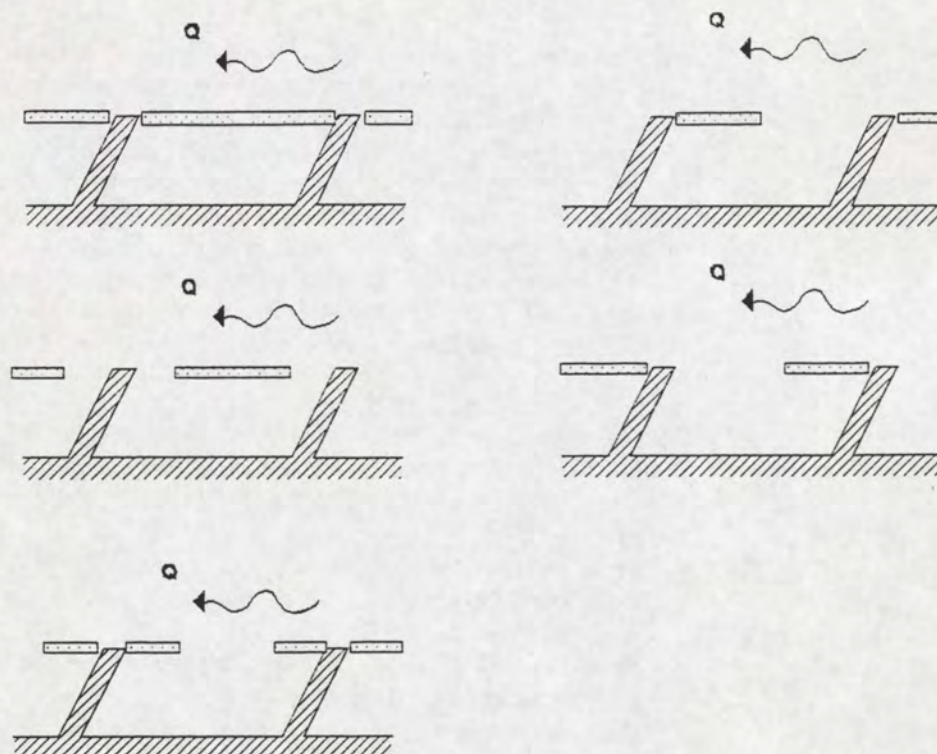
De afstand uit de normaallijn van de constructie beïnvloedt de uitbuiging van de stroming in het kribvak en daarmee de werking van de afsluiting. De uitbuiging is maximaal circa 25 m en een afsluiting die 25 m in het kribvak staat heeft een werking van 0 %. Een afsluiting op de normaallijn (of daar rivierwaarts van) werkt optimaal.

De hoogte van de afsluiting is optimaal bij een hoogte van OLR + 1.5 m (bodemhoogte OLR -2.0 m). Bij een halvering van de hoogte van de afsluiting tot OLR -0.25 m is de werking maar 50 %.

De invloed van de doorlatendheid van de afsluiting op de werking is minder goed bekend. Geschat wordt dat bij een afstand tussen het midden van de palen, de zogenaamde hart-op-hart afstand (hoh), van maximaal 1 m (en bij een paaldiameter van 0.2 m) de stroming nog goed wordt opgelegd. Onder

stroomoplegging wordt verstaan: de mate waarin de stroming vastgelegd wordt binnen het gewenste deel van de dwarsdoorsneden van het rivierbed (Havinga, 1997).

.....
Figuur 2.5
Schematische weergave
van verschillende
afsluitprincipes



Ecologische effecten

Het afsluiten van kribvakken beïnvloedt de hydrodynamische en morfologische processen in de vaargeul en het kribvak. Verandering van deze processen heeft gevolgen voor de huidige levensgemeenschappen in het kribvak. Het voorspellen van deze ecologische effecten is alleen kwantitatief mogelijk omdat de veranderingen in de hydrodynamiek en de morfologie eveneens kwantitatief zijn te beschrijven.

Door het geheel of gedeeltelijk afsluiten van kribvakken zal het areaal aan stromingsluwten toenemen, door een verminderde invloed van stroming, zuiging en golfslag. Door deze veranderingen krijgen de kribvakken langs de Waal meer het karakter van de kribvakken van de IJssel en Neder-Rijn. De kribvakken van deze rivieren hebben hogere dichtheden aan organismen die kenmerkend zijn voor zandig substraat. Ook de dichtheden op het stenig substraat zijn op de IJssel en Neder-Rijn hoger dan op de Waal. Als door gedeeltelijke afsluiting de dichtheden aan invertebraten toeneemt zal de functie van kribvakken als foerageerhabitat toenemen.

Bij vermindering van de golfslag en een reductie van de scheepvaart-geïnduceerde stroming zal het (intern-)sediment transport afnemen. De paai- en opgroeikansen voor rheofiele (stroomminnende) vissen zal hierdoor toenemen.

3 Detailontwerp

3.1 Inleiding

Uit een aantal alternatieven voor kribvakafsluiting, waaronder damwanden, zandworsten en stortstenen dam, is gekozen voor een afsluiting met een open houten palenrij (Kooij en Te Wierik, 1996). Daarbij waren doorslaggevend de criteria flexibiliteit, kosten en landschap. Bij de keuze is rekening gehouden met het feit dat de werking van de open palenrij minder is dan van de overige alternatieven.

3.2 Uitvoering op de Waal

Op een drietal locaties langs de rechteroever van de Waal is een drietal naast elkaar gelegen kribvakken met een open rij palen afgesloten (figuur 3.1). Het ontwerp hiervan is gebaseerd op de overwegingen in paragraaf 2.3. Onderstaande tekst is afgeleid van Te Wierik (1997).

De kribvakken zijn afgesloten met palen van 9 tot 11 m lengte en een diameter van tussen de 0.2 en 0.3 m. De palenrijen zijn 4 m rivieraswaarts van de normaallijn aangebracht. De bovenkant van de palen ligt op OLR 1.5 m. Verder begint de constructie zowel boven- als benedenstrooms op tenminste 25 m uit het hart van de krib. De constructies zijn aangelegd tussen oktober 1996 en 19 februari 1997.

De wijze van afsluiting is per locatie echter verschillend.

Lokatie 1 (rkm 890.890 – 891.530). (Bijlage A.1)

Volledig met open palenrij afgesloten kribvak. De hoh (hart op hart) -afstand loopt van 0.5 m bij de kribkoppen tot 3.0 m in het midden van het kribvak.

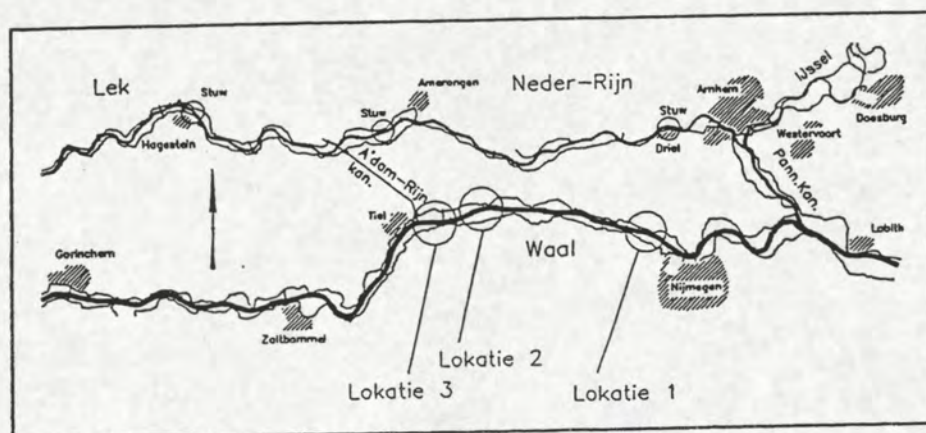
Lokatie 2 (rkm 904.180 – 904.770). (Bijlage A.2).

Volledig met open palenrij afgesloten kribvak. De hoh-afstand tussen de palen is 0.5 m.

Lokatie 3 (rkm 910.150 – 910.740). (Bijlage A.3).

Benedenstrooms met open palenrij half afgesloten kribvak. De hoh-afstand is 0.5 m.

Figuur 3.1 Locaties met kribvakafsluitingen langs de Waal



4 Beschikbare gegevens en verwerking

4.1 Inleiding

Het monitoringsprogramma is bedoeld om hypothesen over veranderingen in de waterbeweging en morfologie ten gevolge van kribvakafsluiting te toetsen. De situatie zoals vastgelegd tijdens de T0-metingen moet worden vergeleken met de situatie na kribvakafsluiting.

De metingen zoals die uiteindelijk zijn uitgevoerd wijken sterk af van die in het oorspronkelijke monitoringsplan (Kooij, 1996b). De oorzaak volgt hieronder. Alle stroommetingen zijn na de T0-meting in de zomer van 1996 afgebroken. Ook de frequentie van de bodempeilingen is lager dan de oorspronkelijke vier keer per jaar.

4.2 Overzicht metingen

In tabel 4.1 staan de voor de pilot kribvakafsluiting verrichte metingen opgesomd.

.....
Tabel 4.1 : Overzicht
metingen voor de pilot
kribvakafsluiting

Type meting	1996	1997	1998
Bodemligging	Feb Aug (T0)	Jun (T1) Dec	Apr (T2)
Stroombaanmeting	Jul (T0)		
Stroming hoofdgeul – ELMAR	Jul (T0)		
Stroming kribvak – meetframe	Jul (T0)		
Macro-fauna	Aug (T0)		Jun (T1)
Vissen		Voorjaar	

VET = gebiedsdekkende dieptemeting

Bodemligging

Per lokatie is de bodemligging gemeten van de afgesloten kribvakken en het twee kribvakken bovenstrooms daarvan gelegen referentie kribvak. Bij het afgesloten kribvak is de bodemligging van het middelste afgesloten kribvak en het zomerbed dat voor de drie afgesloten kribvakken ligt, gemeten (Bijlage A). De T0-situatie is in augustus 1996 in gemeten en vervolgens elk half jaar nadien gemonitord. Bij het referentie kribvak is de bodemligging in het kribvak en van

het aangelegen zomerbed bepaald. De ligging van het zomerbed is gemeten met ('single beam') echolood. De ligging van het kribvak is met ('single beam') echolood vanaf een meetvlet en op de hogere stukken van de oever met een tachymeter verricht. Overigens zijn de lodingen van februari 1996 en december 1997 niet gebiedsdekkend uitgevoerd en daarom niet bij de analyse betrokken. De reden hiervan is niet bekend.

Stroombaanmeting

In juli 1996 zijn op alle lokaties stroombaanmetingen uitgevoerd met vijf drijvers. Met dit soort metingen is het mogelijk om het stromingspatroon in kaart te brengen. Voor het onderzoek naar kribvakafsluiting is dit wenselijk om in de mate van stroomuitbuiging op de proeflokaties te kwantificeren. Voor de stroombaanmetingen werden bovenstrooms van de afgesloten kribvakken vijf drijvers vanaf een roeiboot op -5, 0, 5 en 10 m uit de normaallijn uitgezet. Met behulp van een radar werd de baan van de drijvers gevolgd en gelijktijdig gekarteerd.

Uit de evaluatie van de T0-meting blijkt dat de drijvers zeer gevoelig zijn voor windinvloeden. Door deze verstoring was het niet mogelijk om de mate van uitbuiging te kwantificeren (Kooij, 1997).

Op basis van deze resultaten is besloten om verdere stroombaanmetingen niet meer uit te voeren.

Stroming zomerbed (ELMAR)

Met de ELMAR wordt de stroomsnelheid en stroomrichting gemeten. Het is een mechanisch meetinstrument. De T0-meting in de hoofdgeul is op de drie lokaties in juli 1996 uitgevoerd. Door de grote variatie aan stroomsnelheden en -richtingen bleek het instrument te onnauwkeurig om de hypothese voor dit onderzoek te toetsen. Om deze reden is besloten om het meetprogramma met ELMAR te stoppen (Kooij, 1997).

Stroming kribvak Meetframe

De nauwkeurigheid van metingen van de stroomsnelheid en -richting is te vergroten met electro-magnetische sensoren (EMF-sensoren). Deze methode is ook gebruikt in de studie 'Sedimenthuishouding kribvakken' van het RIZA (Ten Brinke, 1997). Met deze sensoren zijn op de drie lokaties door de Universiteit Utrecht in juli 1996 T0-metingen uitgevoerd. De sensoren waren op twee hoogten geplaatst op een frame (Kruyt, 1997). Voor het uitvoeren van de T1- en latere metingen is door het vertrek van de projectleider Kribvakafsluiting geen opdracht verleend. Ook al waren de T0-metingen hoopgevend (Kooij, 1997). Verdere analyse van deze metingen heeft dus niet plaatsgevonden.

Macro-fauna

Voor zowel het afgesloten als het referentie kribvak is de macro-fauna gemeenschap bemonsterd en gedetermineerd tot op soortniveau (Cuppen, 1996; Van Beek en Munts, 1998). De aangetroffen organismen zijn ingedeeld naar taxonomische groepen, voedselpreferentie en substraatpreferentie. Per kribvak zijn met een Van Veen-happer (228 cm²) 5 monsters genomen van het substraat. Deze monsters zijn voor de T0-situatie afzonderlijk gezeefd en gedetermineerd tot soortniveau. Voor de T1- situatie is besloten om hier van af te wijken door aan te sluiten bij de bemonsteringsmethode van het MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands). Bij deze methode worden 5 deel monsters samengevoegd tot een macro-fauna monster, dat vervolgens via een decantatiemethode wordt verkleind (Goede Meetpraktijk, 1996).

Vissen

Voor het bepalen van de functie van kribvakken als paai- en broedplaats voor vissen is een kwantitatieve en kwalitatieve inventarisatie van meerzomerige vis

en visbroed uitgevoerd (Aqua-Terra, 1997). Voor deze inventarisatie zijn het afgesloten kribvak en een referentie kribvak drie maal bemonsterd. Voor de bemonstering is gebruik gemaakt van zegen (visnetten), electrovisapparatuur en broedkuilen. Met deze technieken is een goed beeld te verkrijgen van de visfauna (Grift, in concept). Van de gevangen vis is de samenstelling, de lengtefrequentie-verdeling en de conditie bepaald.

4.3 Evaluatie meetprogramma monitoring kribvakafsluiting voor toetsing hypothesen

Hydrodynamische en morfologische metingen

Voor het meten van de waterbeweging zijn stroombaan-, stroomsnelheids- en stroomrichtingsmetingen van de T0-situatie uitgevoerd. Deze metingen zijn voor de T1-meting niet meer herhaald omdat de variatie in de waterbeweging zo groot is in relatie tot de meetnauwkeurigheid en de te verwachten veranderingen in de stroming (Kooij, 1997).

Ter illustratie: bij een gemiddelde Waal-afvoer van 1500 m³/s (en geulbreedte van het zomerbed 250 m en gemiddelde waterdiepte 3.50 m) is de gemiddelde stroomsnelheid in het zomerbed ter hoogte van het midden van het kribvak waar maximale uitbuiging van 25 m plaatsvindt 1.43 m/s. Bij afsluiting van een kribvak aan één oever wordt de uitbuiging van de stroming (en de breedte met 25 m) verminderd waardoor de gemiddelde stroomsnelheid in het zomerbed met 0.13 m/s toeneemt. De meetfout van de ELMAR is echter 5 à 10 % van de stroomsnelheid (Meijer, 1995). Deze fout is bij gemiddelde stroomsnelheden van 1.4 m/s in dezelfde orde van grootte als de verandering in de stroomsnelheid door kribvakafsluiting.

De variatie in de meetresultaten wordt nog versterkt door de grote variatie in rivierafvoeren, waardoor zelden bij een gelijke rivierafvoer kan worden gemeten: de veranderingen in het stroombeeld door kribvakafsluiting zijn niet significant vergeleken met de veranderingen in het stroombeeld door de variatie in de rivierafvoer. De hypothesen die betrekking hebben op het veranderende stroombeeld door kribvakafsluiting konden dan ook niet worden getoetst.

De bodemligging is gemeten na vastlegging van de T0-situatie. De meetfout van hier verrichte 'single beam' lodingen ligt in de orde van 0.2 m. Deze nauwkeurigheid is voldoende om de *verwachte* veranderingen van maximaal 0.44 m (bij *volledige* kribvakafsluiting; zie ook paragraaf 2.3) te meten. Het diepe deel van het kribvak heeft een meetfout die geschat wordt op orde 1 m (mondelinge mededeling Frank Oosterbroek, ANIM). Deze grote meetfout wordt veroorzaakt door de gevoeligheid van de daar gebruikte meetvlet voor scheepsgolven. Deze gegevens van het diepe deel van het kribvak zijn echter van minder belang voor de hiernavolgende analyse.

Ecologische metingen

De ecologische metingen zijn voldoende nauwkeurig om een vergelijking te maken tussen de afgesloten en open kribvakken. Het verschil in bemonsteringstijd van de macro-fauna heeft geen invloed op een beoordeling van de maatregel omdat de metingen van het gesloten en open kribvak onder de zelfde omstandigheden zijn uitgevoerd. Door de proefopzet is het niet mogelijk om een kwalitatieve vergelijking te maken tussen de T0-situatie en de T2-situatie. Deze beperking levert geen bezwaar op bij de eindbeoordeling.

Van een extra visbemonstering is afgezien vanwege het relatief grote aandeel aan algemene vissoorten. Het aandeel rheofiele (stroomminnende) vissen was te laag om significante verschillen aan te geven.

4.4 Verwerking detaillodingen

Interpolatie

Van de drie locaties zijn dieptegegevens van het afgesloten kribvak, het referentie kribvak en van het aanpalende deel van het zomerbed beschikbaar. Het betreft dieptegegevens van de volgende perioden:

- Augustus 1996 (T0),
- Juni 1997 (T1) en
- April 1998 (T2).

Deze dieptegegevens zijn afkomstig van echolodingen en waterpassingen. Tesaamen zijn deze gegevens met DIGIPOL geïnterpoleerd tot een Digitaal Terrein Model (DTM). Omdat in de drie perioden het lodingspatroon en dus de dichtheid van de dieptegegevens van elkaar verschilde, zijn in DIGIPOL instellingen gebruikt die gebaseerd zijn op de gegevens met de geringste dichtheid. Hierdoor is onderlinge vergelijking van de gegevens mogelijk. Als voorbeeld van het verschillende lodingspatroon en -dichtheid in de drie perioden zijn in bijlage B de ligging van de raaien met dieptegegevens van Locatie 3 gepresenteerd. De belangrijkste DIGIPOL-instellingen zijn: celgrootte 2 x 2 m, zoekafstand 50 m en richtingsdiepte 30 m.

Kubering

De kuberingen zijn gemaakt binnen rechthoeken in het kribvak en in het zomerbed van zowel de afgesloten kribvakken als de referentie kribvakken. De rechthoeken zijn 100 x 25 m groot. De ligging van de kuberingsrechthoeken staan in de bodemhoogteverschilkaarten in bijlage C. Van elke rechthoek is van elk jaar het natte volume tussen NAP +10 m en de bodem bepaald. Door het natte volume te delen door het oppervlak van het kuberingsvak is de gemiddelde bodemhoogteverandering berekend. Deze basisgegevens staan in bijlage E.

De rechthoeken liggen parallel aan de oever en op 5 m afstand van de palenrij (en op 9 m links van linkernormaalijn (LNL) in het zomerbed en 1 m rechts van de LNL in het kribvak). Op deze manier wordt de invloed van ontgroningen bij de palen buiten beschouwing gelaten.

Bodemhoogteverschilkaarten

De bodemhoogteverschilkaarten vullen de informatie uit de kuberingen aan met een ruimtelijk beeld.

Van de drie locaties waar kribvakken zijn afgesloten zijn de volgende verschilkaarten gemaakt (bijlage C):

T0 - T1: Augustus 1996 - Juni 1997

T1 - T2: Juni 1997 - April 1998

T0 - T2: Augustus 1996 - April 1998.

4.5 Betrouwbaarheid gegevens

Hoogteverschilkaarten worden samengesteld uit lodingen die via interpolatie worden verwerkt. Omdat tijdens deze bewerkingen informatie wordt samengevoegd kan de betrouwbaarheid van het eindresultaat afnemen. De betrouwbaarheid van lodingen en de interpolatie is van een aantal factoren afhankelijk.

Op basis van de Storm et al. (1994) en gespreken met Marco Taal en Hendrik Havinga (onderafdeling Rivierkunde, Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland)

zijn de belangrijkste factoren die van invloed zijn op de betrouwbaarheid van de lodingen en de interpolatie benoemd.

Lodingsfouten kunnen worden onderverdeeld in stochastische en systematische fouten. Stochastische fouten worden veroorzaakt door met name fouten in de plaatsbepaling, dieptebepaling en bewegingen van het schip. De stochastische fout in rivierlodingen met 'single beam' ligt in de orde van 0.2 m. Systematische fouten kunnen ontstaan door foute waterstandsreductie, inzinking van het schip ('squat'), door het te diep peilen van de bodem door penetratie van het signaal in het sediment of door verkeerde calibratie van het echolood. De systematische fout in de diepte gegevens van 'single beam' lodingen wordt geschat op 0.1 à 0.2 m. De systematische fout van waterpassingen (in water) wordt geschat op enkele centimeters (door wegzakken van de baak in de waterbodem). De stochastische fout in deze waterpassingen is gering en ligt in de orde van enkele centimeters. De dieptegegevens van de waterpassingen in de ondiepe delen van de kribvakken zijn voor de hiernavolgende analyse niet van veel belang.

De fout die ontstaat door interpolatie is stochastisch en naar wordt aangenomen circa 0.1 m. Deze fout is kleiner dan de lodingsfout. Overigens heeft het gebruikte interpolatieprogramma DIGIPOL de neiging de morfologie te vervlakken. De hierdoor geïntroduceerde fout is onbekend.

Bij het maken van bodemhoogteverschilkaarten valt de systematische fout voor een groot deel weg; wat resteert is de stochastische fout die voor 'single beam' lodingen in de orde van 0.2 m ligt. In de analyse van de bodemhoogteverschilkaarten in hoofdstuk 5 zijn bodemhoogteverschillen van kleiner dan 0.2 m als niet significant beschouwd.

Bij kuberingen valt door middeling over een oppervlak ook de stochastische fout weg. Bij het bepalen van de hoogteverschillen uit de kuberingcijfers valt (een deel van) de systematische fout weg.

5 Resultaten

5.1 Kuberingen

In tabel 5.1 staan per periode veranderingen in de gemiddelde bodemhoogte in de kuberingsvakken van het zomerbed en van het kribvak van de drie locaties. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen het (middelste) afgesloten kribvak en het referentie kribvak. Van de drie afgesloten kribvakken zijn de gegevens van het zomerbed alleen van het middelste kribvak in beschouwing genomen omdat van de andere twee kribvakken alleen in de eerste periode (1996 - 1997) informatie beschikbaar is. De resultaten van de kuberingen worden in de volgende paragraaf aangevuld met een ruimtelijk beeld in de bodemhoogte-verschilkaarten.

Tabel 5.1: Gemiddelde hoogteveranderingen (in m) in de kuberingsvakken van de bodemligging van de drie locaties met kribvakafsluiting (incl. referentie kribvak)

Periode	Locatie	Bodem kribvak			Zomerbed		
		Afg. KV	Referen-tie	Hypo- these	Afg. KV	Referen-tie	Hypo- these
T0-T1	1	0.08	-0.01	Ok	-0.21	-0.39	N
	2	0.20	0.15	Ok	-0.11	-0.05	Ok
	3	0.15	0.09	Ok	0.17	-0.09	N
T1-T2	1	0.09	0.17	N	0.21	0.23	Ok
	2	0.13	0.13	0	0.09	0.08	N
	3	-0.01	0.14	N	-0.15	-0.10	Ok
T0-T2	1	0.17	0.16	Ok	-0.01	-0.16	N
	2	0.33	0.29	Ok	-0.02	0.03	Ok
	3	0.14	0.23	N	0.02	-0.19	N

+ = sedimentatie; - = erosie; Ok = bevestiging hypothese, N = geen bevestiging hypothese; 0 = bevestiging noch geen bevestiging hypothese

In Bijlage D zijn de gegevens uit tabel 5.1 in grafiekvorm gepresenteerd. In tabel 5.1 staat tevens aangegeven of de veranderingen bij de afgesloten kribvakken in vergelijking tot die in de referentie kribvakken de hypothesen over de effecten van kribvakafsluiting bevestigen. Kort samengevat houden de hypothesen in dat door kribvakafsluiting de kribvakken aanzanden en lokaal het zomerbed voor de afsluiting verdiept. Voor de periode T1-T2 is aangenomen dat de nieuwe bodemligging ten gevolge van kribvakafsluiting nog niet in evenwicht is, ook al zal de grootste morfologische reactie van het zomerbed direct naar afsluiting zijn opgetreden.

Uit de figuren in bijlage D en uit tabel 5.1 blijkt dat over het algemeen de afgesloten en de referentie kribvakken aanzanden. Als de grootte van de

aanzanding in het afgesloten kribvak wordt vergeleken met die in het referentie kribvak dan is de aanzanding in een aantal gevallen groter in het afgesloten kribvak: de hypothese over de effecten van kribvakafsluiting wordt niet uniform bevestigd. Het zomerbed voor het afgesloten kribvak in de locaties 1 en 2 verdiept in de eerste periode (T0-T1) en verondiept in de tweede periode (T1-T2); locatie 3 maakt een tegenovergestelde ontwikkeling door. Over de gehele periode (T0-T2) gezien zijn de gemiddelde hoogteveranderingen in het zomerbed bij de afgesloten kribvakken marginaal: maximaal 0.02 m verdieping of verondieping. Het zomerbed bij de referentie kribvakken ondergaat grotere hoogteveranderingen dan bij de afgesloten kribvakken: netto vindt er in de gehele periode (T0-T2) erosie (0.16 en 0.19 m) bij (respectievelijk) locaties 1 en 3) plaats. Bij locatie 2 vindt netto sedimentatie van 0.03 m plaats. Als de bodemontwikkeling van het zomerbed tussen de afgesloten kribvakken en het referentie kribvak wordt vergeleken dan wordt de hypothese over de werking van kribvakafsluiting in ongeveer evenveel gevallen bevestigd als niet bevestigd.

Hier wordt geconcludeerd dat op basis van deze analyse de werking van kribvakafsluiting niet in alle gevallen eenduidig wordt bevestigd of kan worden verworpen.

5.2 Bodemhoogteverschilkaarten

Hoogteveranderingen in de ligging van de bodem van minder dan 0.2 m zijn in onderstaande tekst als niet significant beschouwd. Bodemhoogteveranderingen tot en met 0.2 m zijn in de bodemhoogteverschilkaarten in bijlage C geel van kleur.

Bij de analyse van de verschilkaarten (bijlage C) wordt verondersteld dat in de periode juni 1997 – april 1998 (T1-T2) de morfologie nog niet in evenwicht is: het zomerbed zal in deze periode als gevolg van de kribvakafsluiting vlak voor de afsluiting nog verlagen.

De palenrijen bevinden zich 4 m rivierwaarts van de normaallijn, dus tussen de normaallijn en de aanpalende lange zijde van het kuberingsvak in. Bij locatie 1 en 2 is de palenrij over de gehele lengte van het kribvak geplaatst en bij locatie 3 is alleen de benedenstroomse helft afgesloten.

De ontwikkeling van de bodemligging nabij de afgesloten kribvakken is ten opzichte van die nabij het referentie kribvak beschouwd. Daarbij is uitgegaan van de hypothese dat kribvakafsluiting lokaal tot verlaging van het zomerbed leidt.

Uit de verschilkaarten is af te lezen dat kribvakafsluiting zou kunnen werken: Locatie 2 in de perioden T0-T1 (bijlagen C.4 en C.6) en T0-T2 en locatie 3 in de periode T0-T1 (bijlage C.7): dicht bij de palenrijen in zones van 100 à 200 m lang en 15 m breed treedt -vergeleken met het referentie kribvak - een verlaging van het zomerbed van 0.2 à 0.3 m op. Maar in even zoveel gevallen vindt het omgekeerde plaats. Deze variatie wordt bevestigd in andere metingen (zie de discussie in Hoofdstuk 6). Ze wordt veroorzaakt door passerende megaribbels en zandgolven in combinatie met afvoegerelateerde aanpassing van het zomerbed. Deze morfologische zomerbedfenomenen kunnen de mogelijke effecten van kribvakafsluiting domineren, danwel verzwakken of versterken. Dus de aanwijzingen in de verschilkaarten voor de werking van kribvakafsluiting kunnen voor een deel het gevolg zijn van deze morfologische fenomenen. De mate van aanzanding in de afgesloten kribvakken en in de referentie kribvakken lijken niet van elkaar te verschillen.

Uit de analyse van de bodemhoogteverschilkaarten van de met houten palen afgesloten kribvakken kan niet overtuigend de werking van kribvakafsluiting worden aangetoond. De mogelijke –lokale– zomerbedverlaging door kribvakafsluiting van orde 0.2 à 0.3 m groot wordt gedomineerd door veranderingen van 0.5 m in het zomerbed door morfologische fenomenen als passerende megaribbels.

De drie kribvakken zijn op verschillende wijze afgesloten waarbij het grootste verschil bestaat tussen locatie 1 en 2 die over de hele lengte zijn afgesloten en locatie 3 die alleen aan de benedenstroomse zijde is afgesloten (zie hoofdstuk 3). Op basis van de redenering in Kooij (1996a; zie ook paragraaf 2.3) mag verwacht worden dat de werking van de afsluitingen bij locatie 3 de helft is van die bij de locaties 1 en 2. De bodemhoogteverschilkaarten bevatten enkele aanwijzingen dat de werking van de afsluiting in locatie 3 geringer is dan die bij de andere twee locaties. Zo zijn in de verschilkaarten T0-T1 en T0-T2 (bijlagen C.7 en C.9) alleen aan de benedenstroomse zijde dicht bij de houten palenrijen in het zomerbed verdiepingen te zien van orde 0.2 à 0.3 m en circa 15 m breed. Maar op andere plekken heeft de verlaging juist over de gehele lengte van het kribvak plaatsgevonden of is er geen verlaging – in vergelijking met het referentie kribvak- te zien. Ook uit tabel 6.1 blijkt geen verschil in werking tussen locatie 1 en 2 en locatie 3. Geconcludeerd mag worden dat er geen duidelijk verschil waarneembaar is tussen de effecten van de twee wijzen van afsluiten.

5.3 Ecologische effecten

Macro-fauna

De verwachting is dat als gevolg van het afsluiten van kribvakken de totale biomassa aan macro-fauna in de kribvakken zal toenemen. Tevens is de hypothese dat het aandeel organismen met een voorkeur voor een zandig substraat zal toenemen.

Uit de inventarisatie van de macro-fauna is naar voren gekomen dat er nauwelijks verschillen zijn te herkennen tussen het afgesloten kribvak en het referentie kribvak. Het totaal aantal soorten (tabel 5.2) en de totale biomassa van deze soorten is ongeveer gelijk. Alleen de dichtheid aan vliegen en muggen (Diptera) is in de afgesloten kribvakken iets hoger dan de referentie kribvakken. In hoeverre dit verschil significant is, is op basis van de verzamelde gegevens niet te achterhalen. De variatie binnen de kribvakken is hiervoor te groot.

Verschillen in habitat voorkeur, voedselstrategie of substraat voorkeur (tabel 5.3) tussen het afgesloten en referentie kribvak is eveneens niet aan te geven.

Uit deze informatie kan de conclusie worden getrokken dat de houten palenrij noch positieve noch negatieve invloed heeft op de macro-fauna samenstelling in kribvakken. Ander factoren zoals de stroming als gevolg van de scheepvaart is van grotere betekenis.

.....
Tabel 5.2: Aantal soorten
per soortgroep in de
referentie- en afgesloten
kribvakken

		Locatie 1				Locatie 2				Locatie 3			
		Referentie		Afgesloten		Referentie		Afgesloten		Referentie		Afgesloten	
		1996	1998	1996	1998	1996	1998	1996	1998	1996	1998	1996	1998
Nemertea	Snoerwormen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Nematoda	Draadwormen	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0
Oligochaeta	Borstelwormen	3	0	2	3	2	5	5	2	5	5	6	5
Polychaeta	Bostelwormen	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Hirudinea	Bloedzuigers	2	1	0	0	1	1	2	1	1	1	1	1
Mollusca	Weekdieren	7	2	4	2	5	2	6	2	5	5	6	4
Crustacea	Kreeftachtige	3	4	2	3	2	4	3	5	3	5	3	4
Ephemeroptera	Haften	1	1	0	0	2	0	0	0	1	0	1	2
Trichoptera	Kokerjuffers	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Diptera	Vliegen en Muggen	4	7	3	9	6	5	6	5	5	3	5	6
	Totaal	22	17	11	18	20	19	24	16	22	20	26	23

.....
Tabel 5.3: Procentuele
verdeling van de macro-
fauna naar substraat
voorkeur

Substraatvoorkeur	Percentage taxa	
	Referentie kv	Afgesloten kv
geen voorkeur	16	16
slib	10	10
zand	23	26
zand en slib	16	19
klei	3	3
grind	16	13
planten	3	0
onbekend	13	13

Vissen

De hypothese is dat als gevolg van kribvakafsluiting de dichtheden aan vis zullen toenemen en de functie als paai- en opgroeigebied voor jonge vis zal toenemen. Uit de inventarisatie is naar voren gekomen dat de dichtheden in kribvakken (maximaal 18 kg/ha) ten opzichte van andere wateren in de uiterwaarden zoals zandputten zeer gering is. De dichtheden liggen ongeveer een factor 5 tot 15 maal lager.

In vergelijking tot de referentie kribvakken blijkt de dichtheid aan vissen in de afgesloten kribvakken hoger te liggen. Dit verschil kan voor een deel worden toegeschreven aan het effect van de houten palenrij en voor een ander deel aan een hogere effectiviteit van de vangstapparatuur. De storende invloed van stroming is in de afgesloten kribvakken minder dan het referentie kribvak.

Het aantal soorten voor de verschillende locaties dat met de diverse vistuigen is gevangen staat vermeld in tabel 5.4.

.....
Tabel 5.4: Aantal
vissoorten per locatie en
per vistuig

Vistuig	Zegen		Electro visapp.		Broedkuil		Totaal	
	Ref.	Afg.	Ref.	Afg.	Ref.	Afg.	Ref.	Afg.
1	5	9	9	8	4	3	11	13
2	8	7	9	11	4	5	12	12
3	5	10	10	8	4	4	12	12
Totaal	9	12	12	12	7	5	14	15

Het totaal aantal soorten voor alle locaties bedraagt 17.

Uit de vangsten met de broedkuil blijkt dat zowel de afgesloten als het referentie kribvak niet of nauwelijks worden gebruikt als paai- of opgroeigebied voor juveniele (jonge) vis. Alleen voor de Alver zijn er indicaties gevonden. De belangrijkste oorzaak hiervan is het sterke zuiging van de passerende schepen. Door de relatief hoge vangsten van meerzomerige vis na het paaiseizoen kan de conclusie worden getrokken dat vissen na het paaien in de uiterwaarden de kribvakken gebruiken als foerageer gebied. Dit stemt overeen met de bevindingen van Bergers et al. (1991) naar de voedsel生态学 van vissen in de Rijn.

Uit deze resultaten kan de conclusie worden getrokken dat afsluiting leidt tot een iets hogere dichtheid aan vissoorten. Wat betreft de soortenrijkdom is er geen wezenlijk verschil. Door vissen worden kribvakken hoofdzakelijk gebruikt als foerageerbiotoop. Het gebruik als paai- en opgroeigebied voor jonge vis is te verwaarlozen.

5.4 Samenvatting

Uit de morfologische analyse in dit hoofdstuk kan als belangrijkste conclusie worden getrokken dat de effecten op het zomerbed van afsluiting van een kribvak door een rij houten palen op het zomerbed niet zijn aan te tonen. De mogelijke effecten van kribvakafsluiting worden gedomineerd dan wel verzwakt of versterkt door andere zomerbedfenomenen als passerende megaribbels en zandgolven en afvoerderelateerde aanpassing van het zomerbed. De

verandering in de bodemligging van deze fenomenen ligt in de orde van maximaal 0.5 m. Dus: aanwijzingen voor de werking van kribvakafsluiting kunnen ook veroorzaakt zijn door deze fenomenen. Ook kuberingen, waardoor megaribbels, als grootste oorzaak van bodemveranderingen worden uitgefilterd, tonen de effecten van kribvakafsluiting niet duidelijk aan.

In het verlengde hiervan liggen de conclusies uit de ecologische metingen. De eerste belangrijkste conclusie uit de ecologische analyse zijn dat de houten palenrij noch positieve noch negatieve invloed heeft op de macro-fauna samenstelling in kribvakken. Andere factoren zoals de stroming als gevolg van de scheepvaart zijn van grotere betekenis. Een tweede belangrijke conclusie is dat afsluiting leidt tot een iets hogere dichtheid aan vissoorten. Wat betreft de soortenrijkdom is er geen wezenlijk verschil. Door vissen worden kribvakken hoofdzakelijk gebruikt als foerageerbiotoop. Het gebruik als paai- en opgroeigebied voor jonge vis is te verwaarlozen.

6 Discussie

De resultaten in het voorgaande hoofdstuk leveren geen bewijs dat kribvakafsluiting door een doorlatende rij houten palen leidt tot lokale verlaging van het zomerbed. Andere morfologische fenomenen in het zomerbed zoals megaribbels, zandgolven en afvoergelateerde aanpassing van het zomerbed domineren, verzwakken of versterken de geringere effecten van kribvakafsluiting. In het verlengde hiervan zijn ook de ecologische effecten gering.

Om de geringe effecten op het zomerbed van kribvakafsluiting aan te kunnen tonen, kan geïnvesteerd worden in nauwkeuriger en extra metingen. Hieronder wordt daar nader op ingegaan.

Om de principe werking van kribvakafsluiting aan te tonen is een extra analyse uitgevoerd op kribvakken die 100 % zijn afgesloten met (stortstenen) strekdammen. Deze analyse is te vinden in bijlage F.

De discussie eindigt met de adviezen over de toekomst van de pilot kribvakafsluiting

Mogelijkheden nauwkeuriger en extra metingen

Om tot een overtuigende uitspraak over kribvakafsluiting te kunnen komen, zouden nauwkeuriger meetinstrumenten kunnen worden gebruikt. Zo zijn er nauwkeuriger meettechnieken op de markt om de stroming en de bodemligging te meten dan die in de pilot zijn gebruikt. Ook een gewijzigde meetopzet waardoor de effecten van verschillende afvoeren (deels) worden geëlimineerd, biedt kansen om de effecten van kribvakafsluiting beter te beoordelen.

Gedacht kan worden aan nieuwe geavanceerde technieken om de *stroming* te meten zoals ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) (Gordon, 1996). Zoals reeds in paragraaf 4.3 is aangetoond, liggen de verwachte veranderingen door enkelzijdige kribvakafsluiting bij gemiddelde stroomsnelheden van 1.40 m/s in de orde van 0.13 m/s. De stochastische fout in de stroomsnelheid zoals door de ADCP gemeten, is afhankelijk van de instelling van de ADCP en de stroomsnelheid. Bij stroomsnelheden > 0.30 m/s is de stochastische fout 0.27 m/s (Meijer, 1995). Deze stochastische fout is daarmee zelfs groter dan van die van de conventionele ELMAR. De systematische fout van de ADCP is orde 0.01 m/s (Gordon, 1996) en kleiner dan de ELMAR die enkele procenten van de stroomsnelheid is. Het mag duidelijk zijn dat een ADCP niet nauwkeurig genoeg is om het veranderende stroombeeld door kribvakafsluiting te meten.

De nauwkeurigheid van de meting van de *bodemligging* kan vergroot worden door gebruik te maken 'multi-beam' lodingstechnieken. Te samen met gebruik van nauwkeurige plaatsbepalingstechnieken kan de stochastische fout tot 0.1 m (mondeling mededeling Rein de Vries (ANIC); Van Ree en Simonis, 1994)) gereduceerd worden. De systematische fout van 'multi-beam' lodingstechnieken is onbekend. Ook de invloed van de interpolatie op de uiteindelijke fout kan gereduceerd worden doordat interpolatie door de hoge dichtheid van de gegevens niet meer nodig is. De stochastische fout in de bodemhoogteverschilkaarten kan daardoor tot naar schatting 0.1 m verkleind worden. De afname in de stochastische fout heeft geen invloed op de nauwkeurigheid van de gemiddelde bodemhoogte zoals berekend uit kuberingen. Ondanks deze reductie in meetnauwkeurigheid kan door gebruik te maken van 'multi-beam' lodingsapparatuur de effecten van kribvakafsluiting vermoedelijk niet worden bewezen omdat altijd nog de dominerende invloed

van andere morfologische processen in het zomerbed aanwezig is. Deze invloed kan beperkt worden door een andere meetopzet.

Een *meetopzet* waarbij de bodemligging frequenter en in één seizoen bij min of meer dezelfde afvoer wordt gemonitord, heeft als voordeel dat afvoergeïmpliceerde aanpassing van het zomerbed een minder grote rol speelt, evenals de passage van zandgolven. Ook kan de passage van megaribbels beter gevolgd worden waardoor hun invloed op de effecten van kribvakafsluiting beter te kwantificeren is. Uitvoering van deze nieuwe meetopzet heeft tot gevolg dat de pilot opnieuw uitgevoerd moet worden omdat een nieuwe T0-meting noodzakelijk is. Een nieuwe T0-meting is noodzakelijk omdat de grootste morfologische respons van het zomerbed bij de afgesloten kribvakken reeds heeft plaats gehad. Een nieuwe pilot brengt uiteraard hoge kosten met zich mee die van ongeveer gelijke grootte zijn als van de huidige pilot: 1.3 Mfl.

Toetsing principewerking kribvakafsluiting: strekdammen (bijlage F)

De principewerking van kribvakafsluiting is getoetst door de morfologische gevolgen voor het zomerbed van de aanleg van een drietal strekdammen te analyseren. Door een strekdam wordt een kribvak op de normaallijn met stortstenen volledig afgesloten. De effecten op het zomerbed zijn dan ook groter dan de effecten door een doorlatende houten rij palen. Omdat de effecten op het zomerbed door de houten rij palen marginaal zijn, is te verwachten dat die door strekdammen wel waarneembaar zijn. Echter op basis van de resultaten van de analyse in bijlage F kan worden geconcludeerd dat ook bij 100 % afgesloten kribvakken de effecten op het zomerbed gering zijn en dat deze worden gedomineerd worden door zomerbedfenomenen. Het is de vraag of deze toetsing van de principewerking van kribvakafsluiting niet in een eerder stadium van de pilot uitgevoerd had moeten worden.

Synthese

Op basis van de resultaten in hoofdstuk 5, de bovenstaande overwegingen over een herstart van de pilot en de extra analyse van kribvakafsluiting door middel van strekdammen wordt geadviseerd de pilot kribvakafsluiting te beëindigen. Dit houdt impliciet in dat het monitoringsprogramma moet worden stopgezet. Ten aanzien van de bestaande afsluiting wordt daarom geadviseerd kribvakafsluiting niet grootschalig op de Waal toe te passen als vaargeulverruimende maatregel. In het verlengde van dit advies wordt geadviseerd als afsluiting van de pilot een lijst van documenten en een dossier over de maatregel kribvakafsluiting samen te stellen. Tevens wordt geadviseerd de palen te verwijderen omdat deze los kunnen raken waardoor ze hinder voor de scheepvaart kunnen veroorzaken. Indien mogelijk moeten de palen worden hergebruikt.

7 Conclusies, adviezen en aanbevelingen

7.1 Conclusies

De belangrijkste conclusies uit de analyse van de metingen voor de pilot kribvakafsluiting met een open rij houten palen langs de Waal zijn:

Waterbeweging

- Over het effect van kribvakafsluiting op de waterbeweging kan geen uitspraak worden gedaan door gebrek aan afdoende (nauwkeurige) gegevens.

Morfologie

- Een verlaging van het zomerbed ter hoogte van een met een doorlatende rij houten palen afgesloten kribvak kan niet aangetoond worden;
- Ook aan de hand van een extra analyse van jaarlijkse dwarspeilingen (JDP) bij strekdammen kan de principewerking van vergelijkbare kribvakafsluitingen niet worden aangetoond;
- De onvoldoende duidelijkheid over de werking van kribvakafsluiting wordt veroorzaakt door natuurlijke variaties in het zomerbed door morfologische fenomenen die bodemhoogteveranderingen veroorzaken die de effecten van kribvakafsluiting of strekdammen domineren dan wel versterken of verzwakken.

Ecologie

- In het verlengde van de geringe morfologische effecten hebben de houten palenrijen noch positieve noch negatieve invloed op de samenstelling van de macro-fauna in kribvakken. Andere factoren zoals de stroming als gevolg van de scheepvaart is van grotere betekenis.
- Afsluiting leidt tot een iets hogere dichtheid aan vissoorten in een kribvak. Wat betreft de soortenrijkdom is er geen wezenlijk verschil. Door vissen worden kribvakken hoofdzakelijk gebruikt als foerageerbiotoop. Het gebruik als paai- en opgroeigebied voor jonge vis is te verwaarlozen.

7.2 Adviezen

Op basis van de bovenstaande conclusies en de overweging dat nauwkeuriger meettechnieken of een andere meetopzet weinig of geen meerwaarde hebben wordt het volgende geadviseerd:

- de pilot kribvakafsluiting en dus de daaraan verbonden metingen te beëindigen;
- kribvakafsluiting niet grootschalig toe te passen op de Waal als vaargeulverruimende maatregel;
- het opstellen van een geschoond dossier over de maatregel kribvakafsluiting en
- de palen te verwijderen en (indien mogelijk) te hergebruiken.

7.3 Aanbevelingen

De analyse van de morfologische effecten van kribvakafsluiting door middel van strekdammen is nogal rudimentair. Aanbevolen wordt om een meer uitgebreide analyse van de effecten op het zomerbed van strekdammen uit te voeren. Daarbij kan gedacht worden aan een gedetailleerdere analyse van meer locaties langs de Waal met in achtneming van grootschalige tendensen in de bodemligging van de rivier en van lodingson nauwkeurigheden.

Literatuur

Aqua Terra, 1997. Resultaten van een inventarisatie van meerzomerige vis en visbroed in zes kribvakken in de Waal. Middelharnis.

Bergers, P.J.M., G. van der Velde en A. bij de Vaate, 1991. Voedseleecologie van vissen in de Nederlandse Rijntakken. Rijkswaterstaat, RIZA, Publicaties en rapporten ecologisch herstel Rijn 28-1991.

Cuppen H.P.P.J., 1997. Nulsituatie van de bodemfauna in zes kribvakken in de Waal. Landschapsecologisch en hydrobiologisch adviesbureau Cuppen.

Goede Meetpraktijk, 1996. Rijkswaterstaat voorschriften. Rijkswaterstaat.

Gordon, R.L., 1996. Acoustic Doppler Current Profiler. Principles of operation: A practical guide (second edition for broadband ADCP's). RD Instruments, San Diego

Grift, R.E., W.L.T. van Densen, A.D. Buijse, J.G.P. Klein Breteler, concept, Kansen voor stroomminnende vissen. Methodiek voor de opzet, planning en verwerking van bemonsteringen van de visgemeenschap in de uiterwaarden.

Havinga, H., 1997. Ontwerpnota (Hydraulisch/morfologische effectbepaling project Waal). Versie 3.0. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Rivierkunde, Rapport B-KS-97017.

Kooij, A.F., 1996a. Afsluiting Kribvakken. Beschrijving fysische processen kribvakstroming en de effecten van afsluiting (Afsluiting definitiefase). Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Rivierkunde, Rapport W-KS-95085.

Kooij, A.F., 1996b. Monitoringsprogramma Kribvakafsluiting. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Rivierkunde, Rapport W-MW-96023.

Kooij, A.F., 1997. Kribvakafsluiting Meetverslag T0-fase. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Rivierkunde, Rapport W-MW-97001. (CONCEPT)

Kooij, A.F. en R. Te Wierik, 1996. Voorontwerp pilot kribvakafsluiting. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Rivierkunde, Rapport W-MW-96012.

Kruitwagen, P.G. en D. van der Graaf, 1997. Waar een Waal is, is een (vaar)weg. Projectnota Waal. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland. Rapport B-KS-96015, versie 3.0, maart 1997.

Kruyt, N.M., 1997. Kwantificering van sedimentbeweging in kribvakken onder invloed van scheepvaart in de Waal in het traject bij Druten-Ochten tijdens de zomer van 1996. Universiteit Utrecht, Instituut voor Marien en Atmosferisch Onderzoek/IMAU, Rapport R 97-12.

Meijer, P., 1995. Nauwkeurigheid van de Acoustic Doppler Current Profiler. Stage-verslag Universiteit Utrecht, Faculteit Fysische Oceanographie, Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ en Antwerpse Zeehaven Diensten/AZD, 47 p.

Rijkswaterstaat, 1993. Toekomstvisie Waal Hoofdtransportas. Nota III. Eindrapportage. Rijkswaterstaat, Directie Gelderland, Projectbureau Waal.

Storm, C., P. Bollebakker, J. de Jong en G. Mol, 1994. Nauwkeurigheid zandbalans Westerschelde 1965 – 1990 en aanbevelingen ter optimalisatie. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ, Rapport RIKZ-94-008.

Ten Brinke, W.B.M., N.M. Kruijt, A. Kroon en J.H. van den Berg, 1998. Erosion of sediments between groynes in the Waal River due to navigation traffic. Proceedings (concept)

Termes, A.P.P., M. van der Wal en H.J. Verheij, 1991. Waterbeweging door scheepvaart op rivieren en in kribvakken. Waterloopkundig Laboratorium, Q 1046.

Te Wierik, R.A.M., 1997. Pilot kribvakafsluiting. Een terugblik, een onderhoudsadvies. Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, Waalproject, Rapport W-KA-96040.

Van Beek, G.C.W. en R. Munts, 1998. Onderzoek macrofauna kribvakken met en zonder palenrij in de Waal, mei-juni 1998.

Van Ree, R. en R. Simonis, 1994. Offshore surveying with multibeam echo sounders. Meeting Hydrographic Society Benelux Branch.

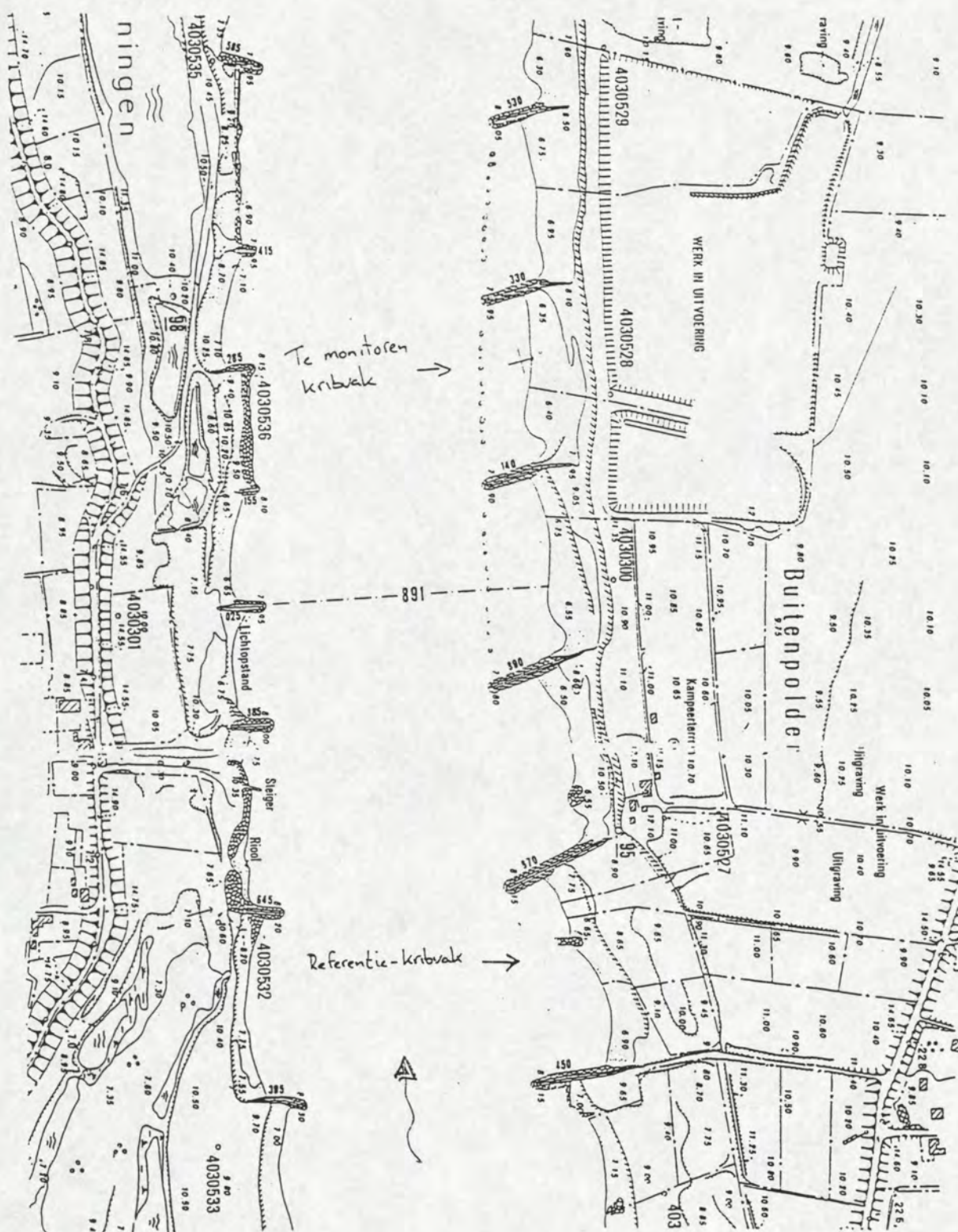
Van Velzen, A. en G. Baarse, 1996. Project Keuzenota/Schetsontwerp: rivierkundige maatregelen. Resource Analysis, Rapport in opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland, rapport W-KS-96034, maart 1996.

Bijlagen

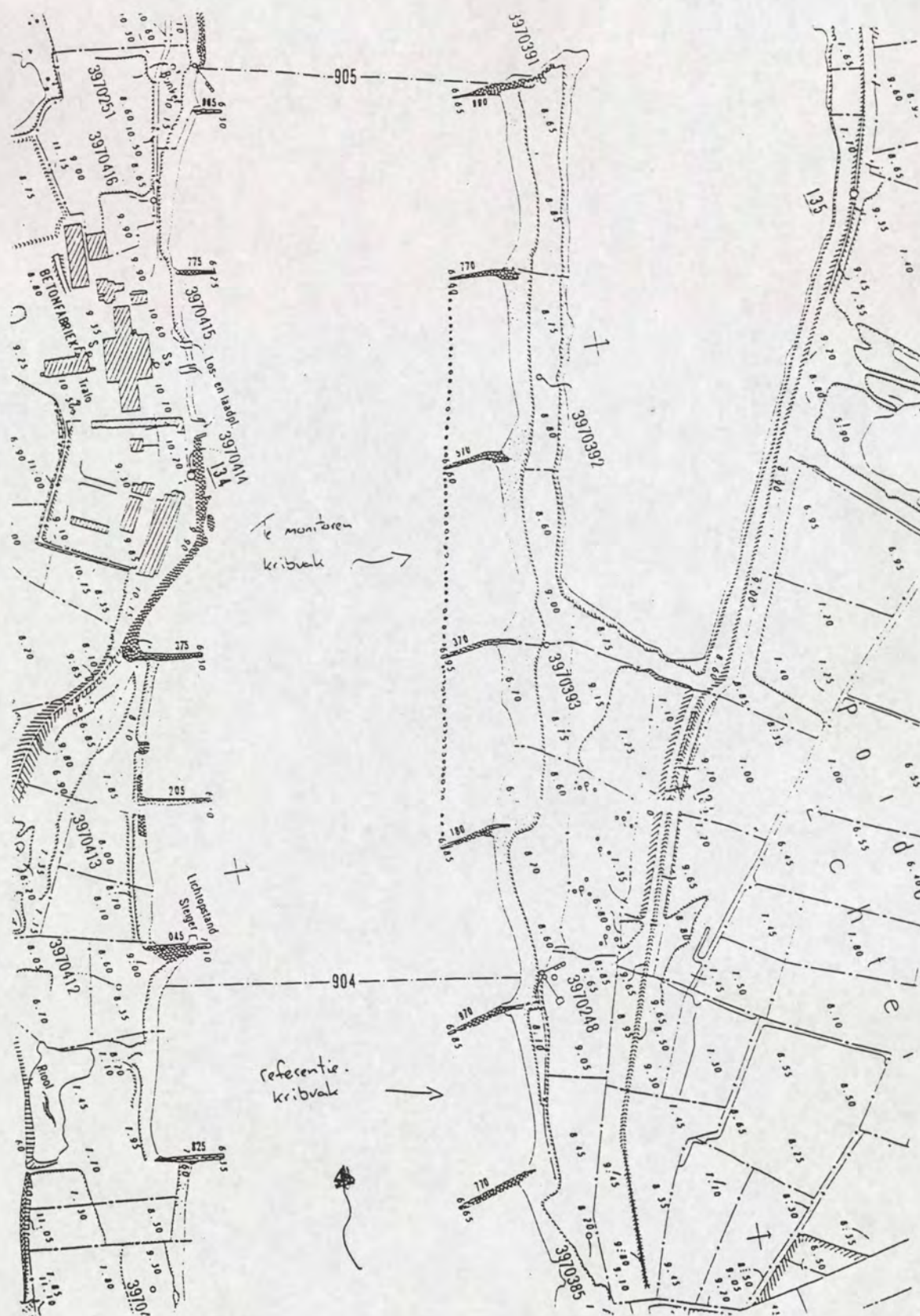
Bijlage A Kribvakafsluiting Topografie Locaties

Bijlage A.1. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 1: rkm 890.890-891.530
(Waal)
Bijlage A.2. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 2: rkm 904.180-904.770
(Waal)
Bijlage A.3. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 3: rkm 910.150-910.740
(Waal)

Bijlage A.1. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 1: rkm 890.890-891.530
(Waal): Slijk-Ewijk



Bijlage A.2. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 2: rkm 904.180-904.770 (Waal): Ochten



Bijlage A.3. Kribvakafsluiting Topografie Locatie 3: rkm 910.150-910.740 (Waal): Beneden-Leeuwen



Bijlage B Kribvakafsluiting Ligging raaien dieptegegevens

Bijlage B.1. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens: Augustus 1996 (T0)

Bijlage B.2. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens: Juni 1997 (T1)

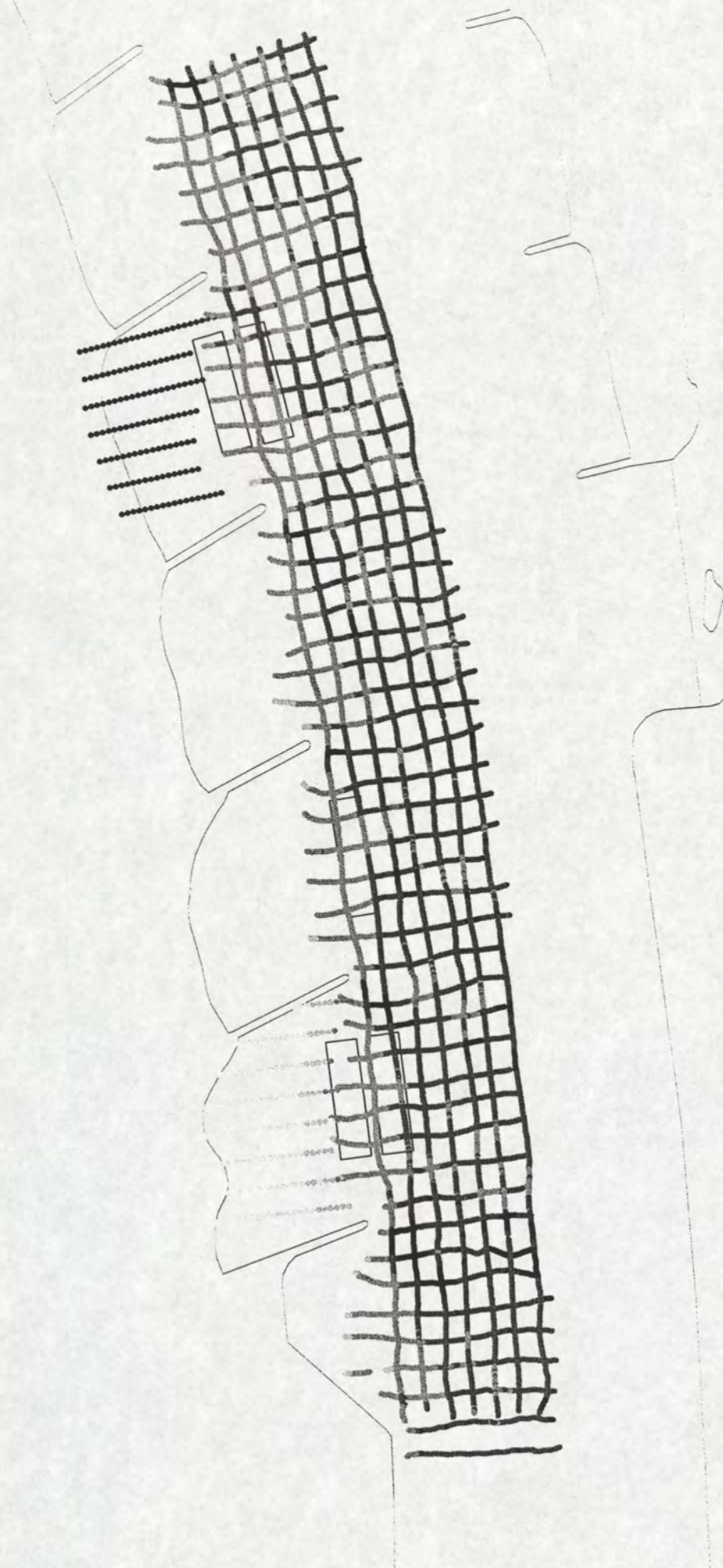
Bijlage B.3. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens: April 1998 (T2)

Bijlage B.1. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens:
Augustus 1996 (T0)



0 0,05 0,1 Kilometers
Schaal (A4) 1 : 5000

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland



Vak 3 9608

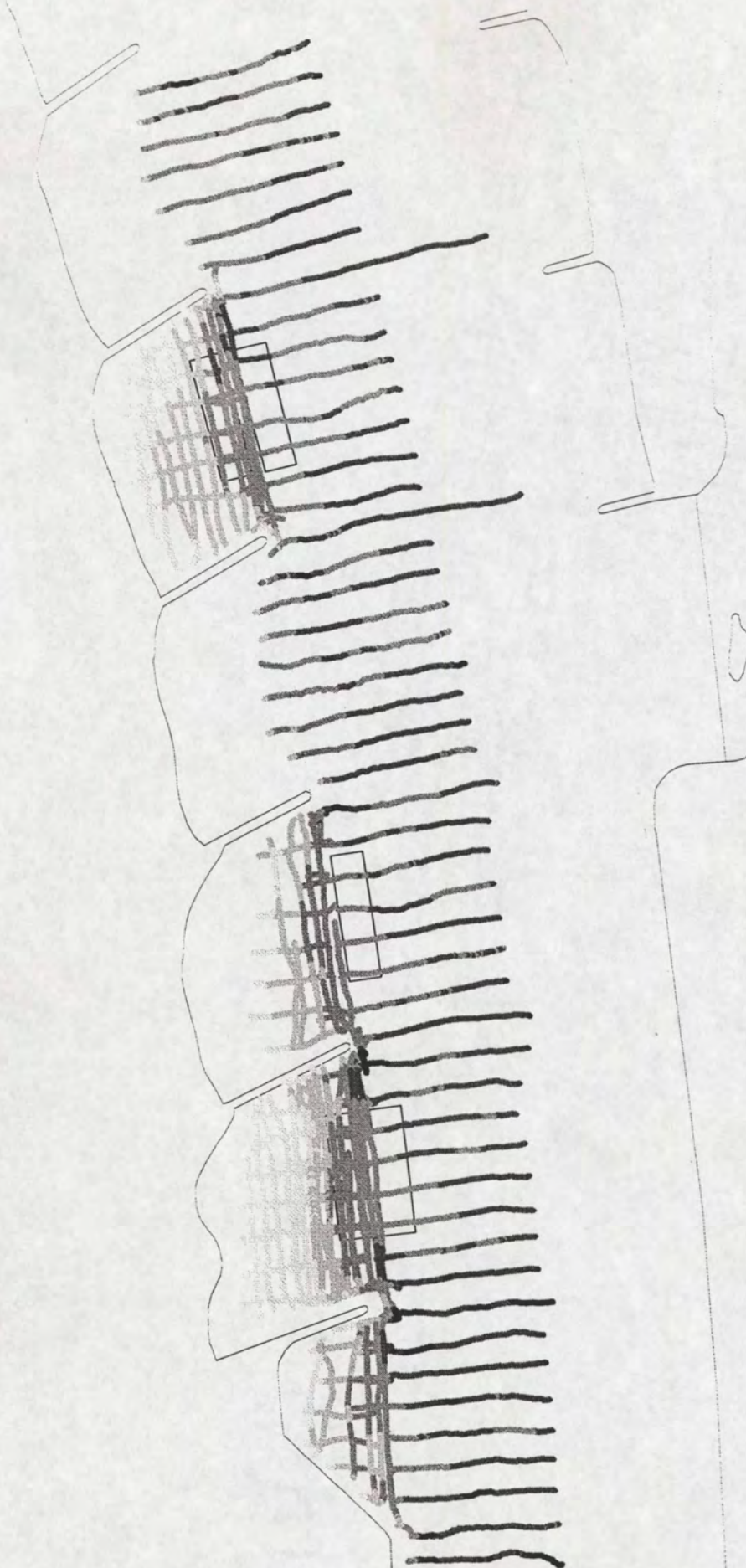
Bijlage B.2. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens:
Juni 1997 (T1)



0 0,05 0,1 0,15 Kilometers
Schaal (A4) 1 : 5000



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland



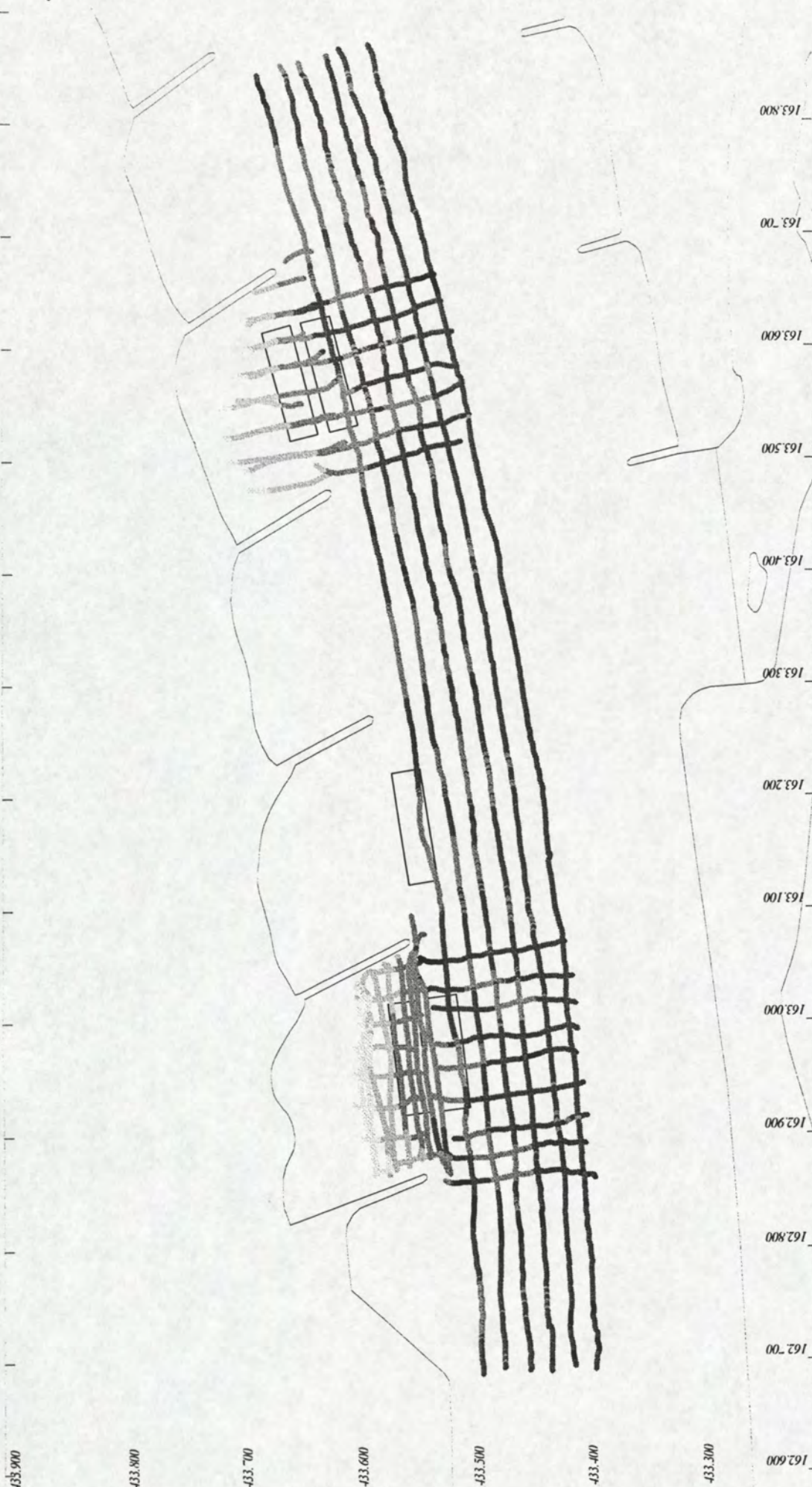
Vak 3 9706

Bijlage B.3. Kribvakafsluiting Locatie 3. Ligging raaien dieptegegevens:
 April 1998 (T2)



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
 Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
 Directie Oost Nederland

0 0.05 0.1 0.15 Kilometers
 Schaal (A4) 1 : 5000

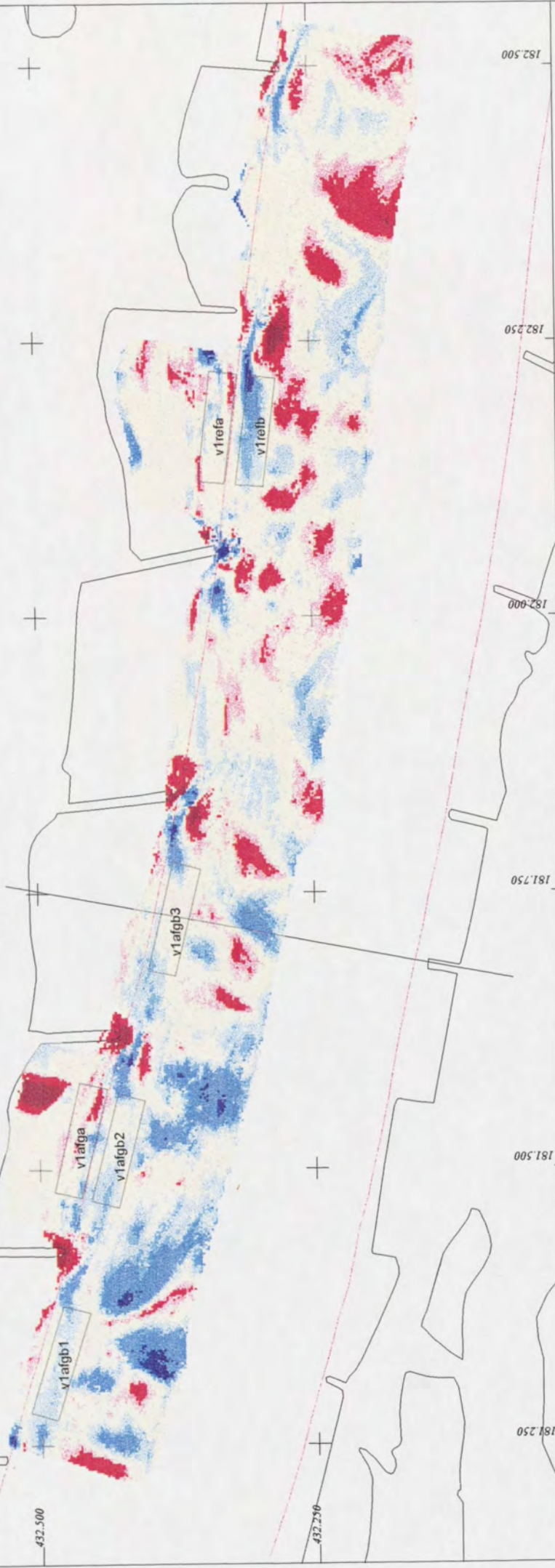


Vak 3 9804

Bijlage C Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaarten

- Bijlage C.1. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 1:
1996 - 1997
- Bijlage C.2. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 1:
1997 - 1998
- Bijlage C.3. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 1:
1996 - 1998
- Bijlage C.4. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 2:
1996 - 1997
- Bijlage C.5. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 2:
1997 - 1998
- Bijlage C.6. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 1:
1996 - 1998
- Bijlage C.7. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 3:
1996 - 1997
- Bijlage C.8. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 3:
1997 - 1998
- Bijlage C.9. Kribvakafsluiting. Bodemhoogteverschilkaart detailloding. Locatie 3:
1996 - 1998

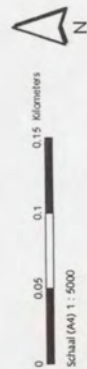
891



Kuberingsvak
Normaallijn

Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart

vak 1 T0 - T1 : 9608 - 9706



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland
Afdeling ANIC

891

432.500

432.250

181.250

181.500

181.750

182.000

182.250

182.500

+

+

+

+

+

+

+

o

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

+

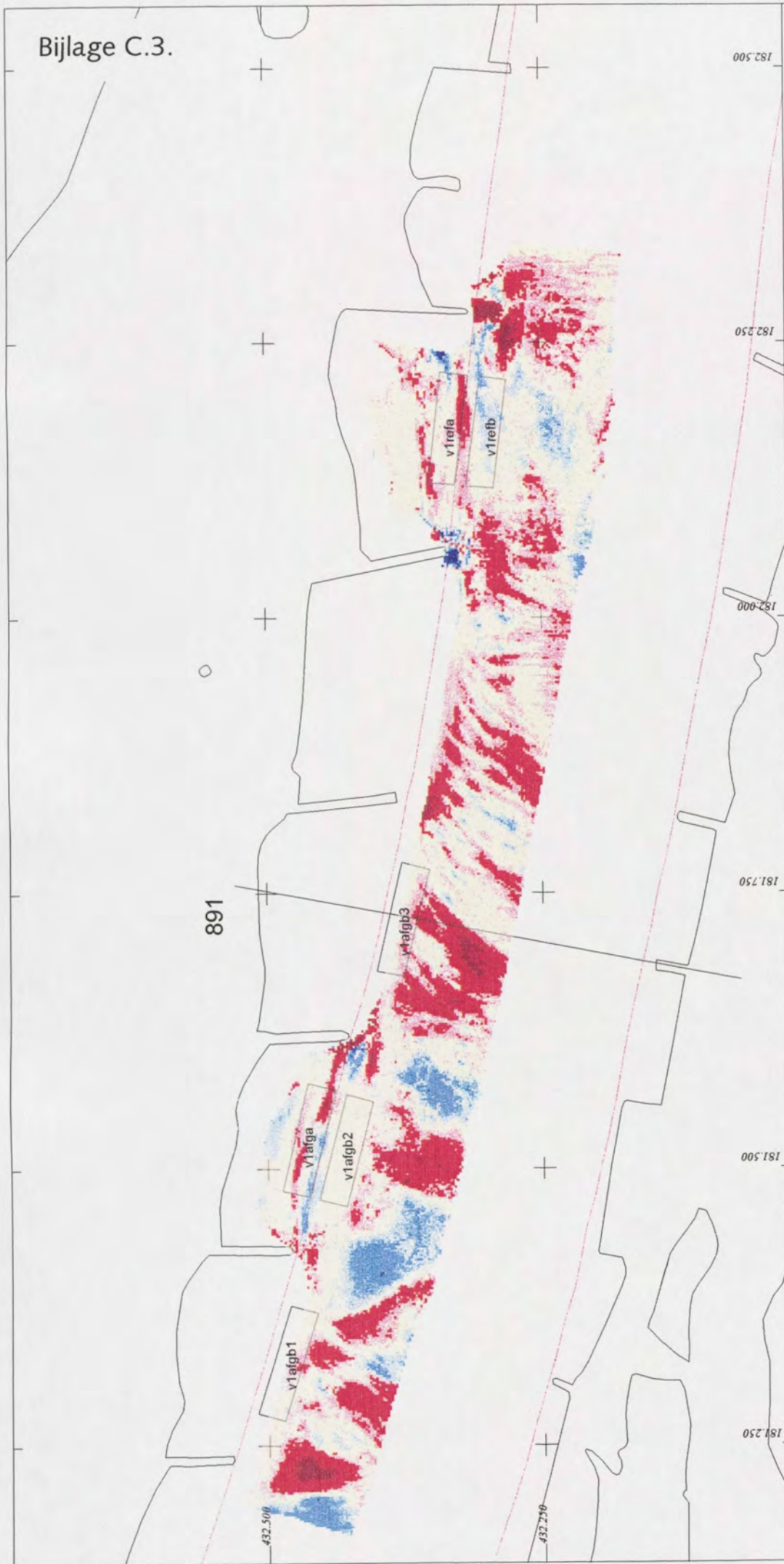
+

+

+

+

+



Sedimentatie in cm.

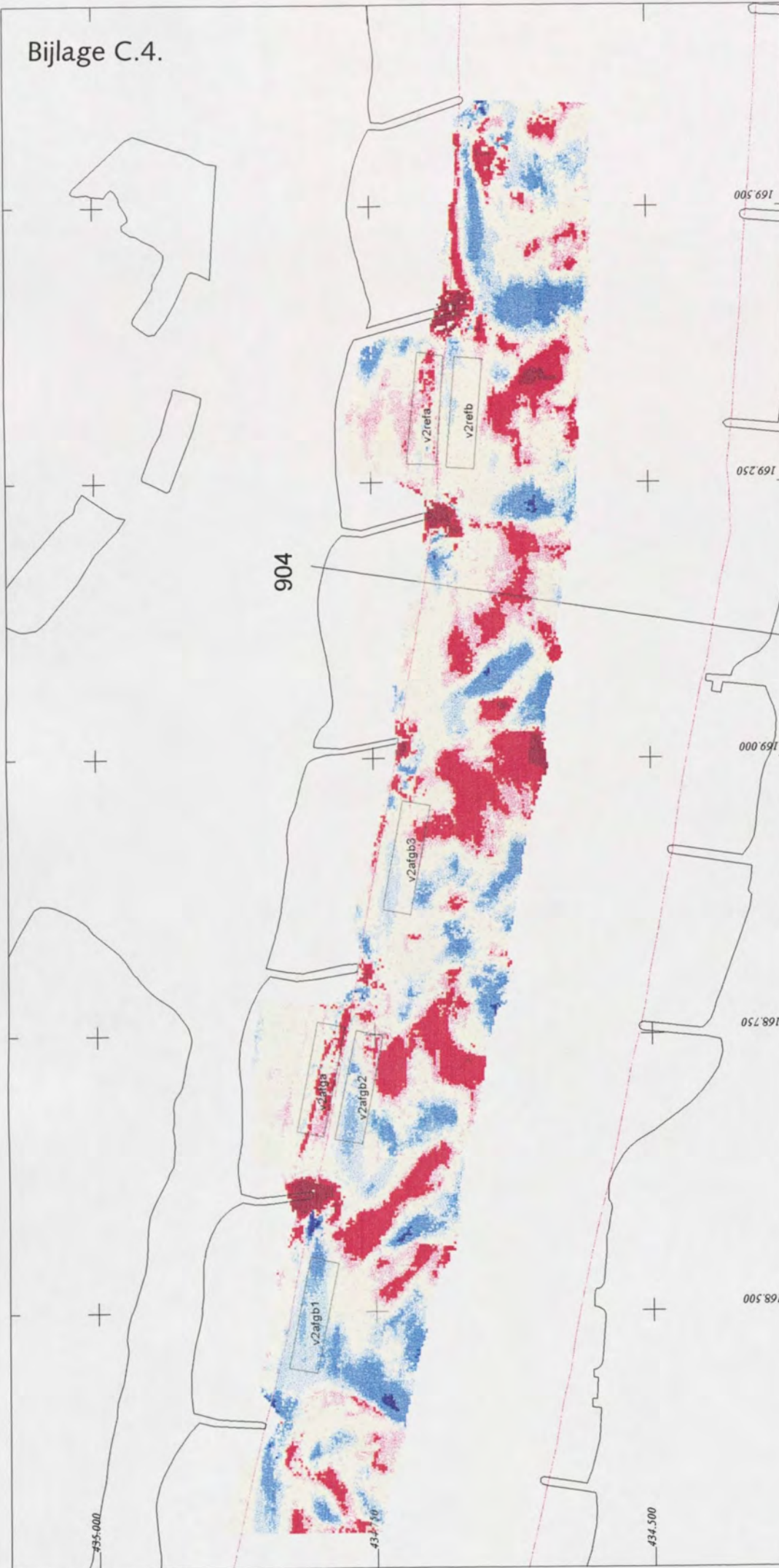


☐ Kuberingsvak

Kribvakafsluiting
Bodemhoogteverschilkaart

vak 1 T0-T2: 9608 - 9804





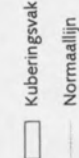
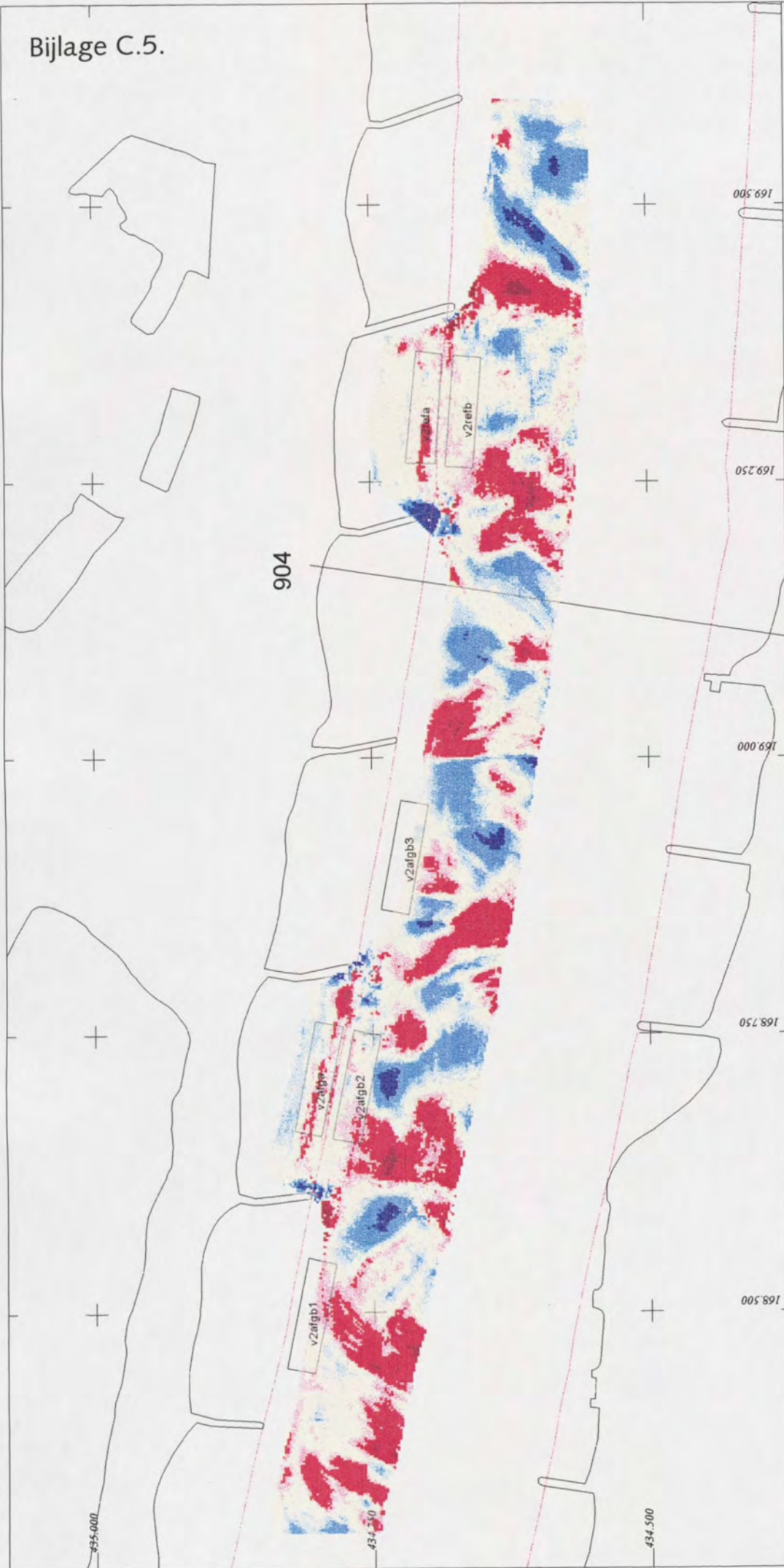
Kuberingsvak
Normaallijn

Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart

vak 2 T0 - T1 : 9608 - 9706



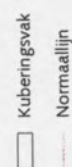
Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland
Afdeling ANIC



Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart

vak 2 T1 -T2 : 9706 - 9804





Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart vak 2 T0 - T2 : 9608 - 9804



910

433.750

433.500

162.750

163.000

163.250

163.500

163.750

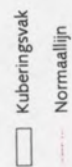
v3refa

v3refb

v3afgo3

v3afga

v3afgb2



Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart

vak 3 T0 - T1 : 9608 - 9706



910

433.750

433.500

162.750

163.000

163.250

163.500

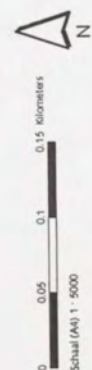
163.750

Sedimentatie in cm.



Kuberingsvak
Normaallijn

Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart vak 3 T1 -T2 : 9706 - 9804



910

433.750

433.500

162.750

163.000

163.250

163.500

163.750



Kuberingsvak
Normaallijn

Kribvakafsluiting Bodemhoogteverschilkaart

vak 3 T0 - T2 : 9608 - 9804



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost-Nederland
Afdeling ANIC

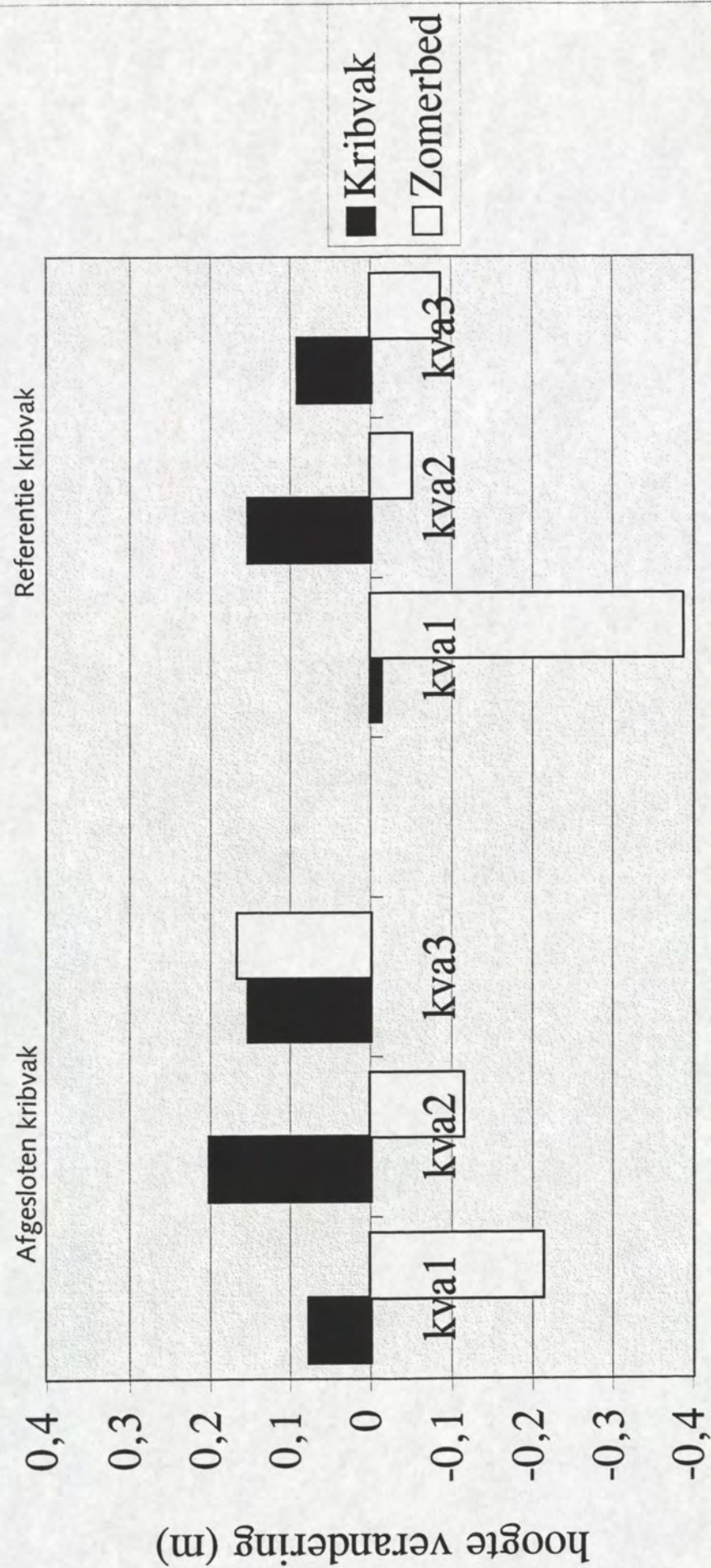
Bijlage D Grafieken met veranderingen in de gemiddelde bodemhoogten van afgesloten en referentie kribvakken

Bijlage D.1. Veranderingen gemiddelde hoogte kuberingsvakken van afgesloten kribvakken en referentie kribvakken: T0-T1

Bijlage D.2. Veranderingen gemiddelde hoogte kuberingsvakken van afgesloten kribvakken en referentie kribvakken: T1-T2

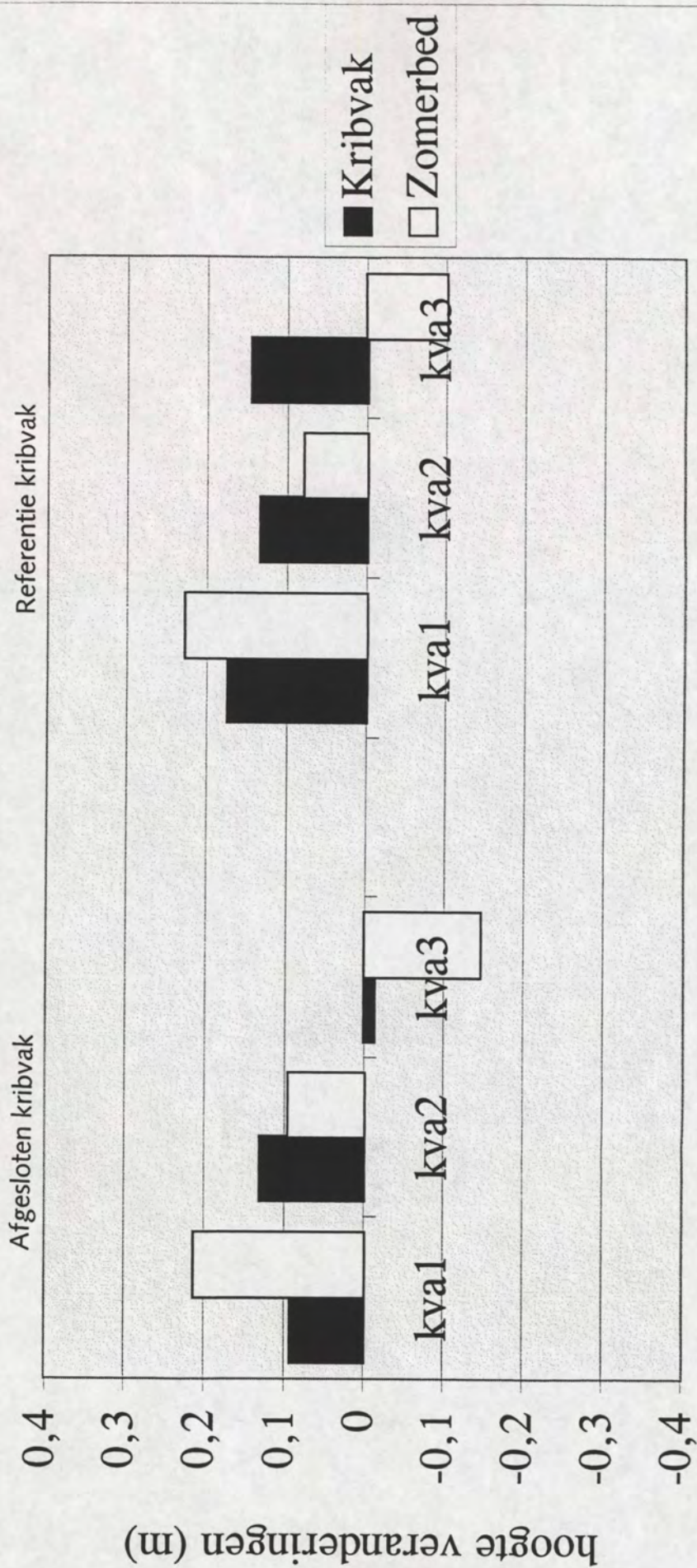
Bijlage D.3. Veranderingen gemiddelde hoogte kuberingsvakken van afgesloten kribvakken en referentie kribvakken: T0-T2

T0-T1: veranderingen gem. hoogte kuberingsvakken van afgesloten kribvakken en referentiekribvakken



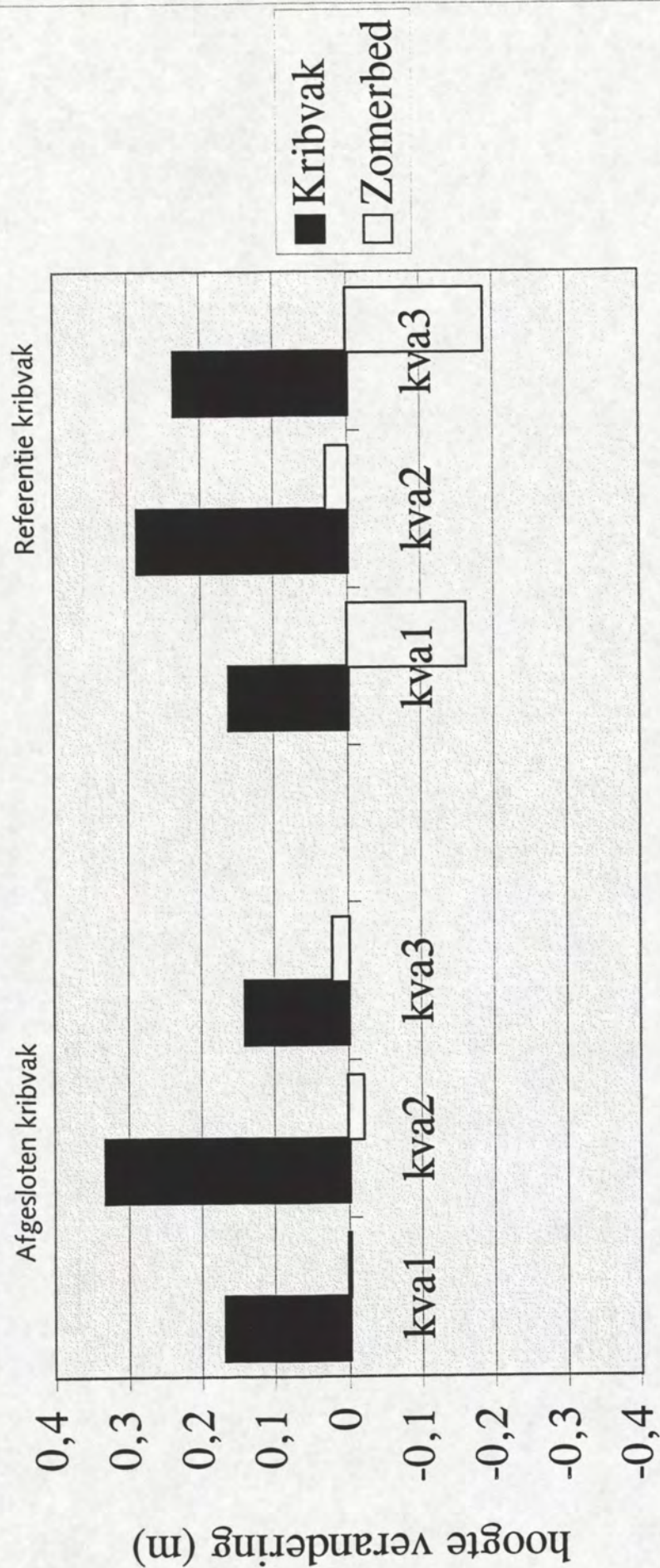
Lokatie

T1-T2: veranderingen gem. hoogte kuberingvakken van afgesloten kribvakken en referentie kribvakken



Lokatie

T0-T2: veranderingen gem. hoogte kuberingsvakken van afgesloten kribvakken en referentie kribvakken



Lokatie

Bijlage E Kribvakafsluiting kuberingsgegevens

Kribvakafsluiting. Kuberingsgegevens Detaillodingen Locaties 1, 2 en 3. 1996-1998

BIJLAGE E. Kribvakafsluiting kuberingsgegevens

Kribvakafsluiting Waalproject

Kuberingsen per lokatie (v1,v2,v3) van referentie (ref) en afgesloten (afg) in zomerbed (a) en kribvak (b) van vakken van 100 x 25 m (opp: 2500 m²) tov NAP en met 10 m verlaagde grids (natte volumina in 0.04 m³).

Negatieve waarden = EROSIE

	Volumeverandering (m ³)			Gem. hoogteverandering (m)		
LABEL	VERT0-T1	VERT1-T2	VERT0-T2	VERT0-T1	VERT1-T2	VERT0-T2
v1refa	-33	434	401	-0,01	0,17	0,16
v1refb	-968	565	-403	-0,39	0,23	-0,16
v1afga	190	228	419	0,08	0,09	0,17
v1afgb1	-598			-0,24		
v1afgb2	-531	529	-2	-0,21	0,21	0,00
v1afgb3	-194			-0,08		
v2refa	380	334	714	0,15	0,13	0,29
v2refb	-127	196	69	-0,05	0,08	0,03
v2afga	503	325	828	0,20	0,13	0,33
v2afgb1	-916			-0,37		
v2afgb2	-285	237	-48	-0,11	0,09	-0,02
v2afgb3	10			0,00		
v3refa	225	362	587	0,09	0,14	0,23
v3refb	-214	-250	-464	-0,09	-0,10	-0,19
v3afga	379	-30	349	0,15	-0,01	0,14
v3afgb2	414	-363	51	0,17	-0,15	0,02
v3afgb3	-103			-0,04		
FTG Tank						

Bijlage F Kribvakafsluiting d.m.v. strekdammen

1. Inleiding

Om het principe van de werking van kribvakafsluiting te toetsen is een aanvullende analyse uitgevoerd. Daartoe zijn Jaarlijkse Dwars Peilingen (JDP) van vóór en na de aanleg van een drietal strekdammen langs de Waal beschouwd. Bij een strekdam is ter hoogte van de normaallijn het kribvak door middel van stortsteen volledig tot kribniveau afgesloten. Strekdammen zijn daarom te beschouwen als een 100 % afgesloten kribvak. De effecten op het zomerbed zijn dan ook groter dan bij kribvakafsluiting met een doorlatende rij houten palen. Analyse vond plaats met behulp van kuberingen en bodemhoogteverschilkaarten.

2. Verwerking

Beschikbare gegevens

De JDP van de volgende locaties, die aangeduid zijn met de bijbehorende rivierkilometer (rkm), waar een strekdam is aangelegd, zijn beschikbaar (daarachter is vermeld wanneer de strekdam is aangelegd):

rkm 911 LinkerOever: 1984/85

rkm 922 RechterOever: 1989

rkm 933 LinkerOever: 1989.

Interpolatie

De JDP zijn 'single beam' lodingen loodrecht op de rivieras van het zomerbed van de Waal. De raaiafstand van de JDP is 62.5 m.

Met behulp van het interpolatieprogramma DIGIPOL zijn de dieptegegevens tot een Digitaal Terrein Model (DTM) verwerkt. De belangrijkste interpolatie-instellingen hangen met name af van de raaiafstand: als celgrootte is 5 x 5 m, als zoekafstand is 100 m en als richtingsdiepte is 70 m gebruikt.

Kuberingen

De kuberingen zijn gemaakt van rechthoeken van 400 à 500 m lengte en 50 m breedte op ongeveer 25 m afstand van de strekdam van het zomerbed. Van elke rechthoek wordt van elk jaar het natte volume tussen NAP en de bodem bepaald. Op deze wijze kan de gemiddelde bodemhoogteverandering worden berekend. De rechthoeken staan in de bodemhoogteverschilkaarten in figuur F.1. Een aantal jaren voor en na aanleg van de strekdam zijn beschouwd. Een deel van deze gegevens kan niet gebruikt worden omdat in enkele gevallen in de DTM gegevens ontbreken. Alleen indien het kuberingsvak voor 90 % is gedekt, zijn de gegevens gebruikt. De basisgegevens staan in tabel F.2.

Bodemhoogteverschilkaarten

Van de drie locaties langs de Waal met strekdammen is van de volgende jaren een bodemhoogteverschilkaart gemaakt (figuur F.1):

rkm 911: 1983 - 1988

rkm 922: 1988 - 1990

rkm 933: 1988 - 1990.

3. Resultaten

Kuberingen

In tabel F.1 staan de veranderingen in de bodemhoogte van het zomerbed in de kuberingsvakken in een aantal jaren voor en na de aanleg van de strekdammen. Uit de gegevens in tabel F.1 blijkt dat in géén van de drie lokaties de gemiddelde bodemligging afneemt ten gevolge van de aanleg van de strekdam, zowel direct naar aanleg als op termijn van 4 à 5 jaar.

.....
Tabel F.1. Gemiddelde
hoogteligging en –
veranderingen van het
zomerbed (in m) in de
kuberingsvakken door
aanleg van strekdammen

Lokatie	Aanleg strekdam	Jaar	Bodemligging (tov NAP)	Hoogteverschil met jaar ervoor
Rkm 911		1983	-0.83	
	1984/85	1988	-0.77	0.06
		1989	-0.86	-0.09
		1990	-0.65	0.21
Rkm 922		1988	-2.78	
	1989	1989	-2.76	0.02
		1990	-2.69	0.07
		1991	-2.80	-0.11
		1992	-2.88	-0.08
		1993	-2.51	0.37
Rkm 933		1985	-1.05	
		1988	-1.07	-0.02
	1989	1993	-0.90	0.17

+ = sedimentatie; - = erosie

Uit de analyse van kuberingcijfers van JDP-gegevens in tabel F.1 kan dus de conclusie worden getrokken dat de principewerking van kribvakafsluiting niet kan worden aangetoond.

Bodemhoogteverschilkaarten

Hoogteveranderingen in de ligging van de bodem van minder dan 0.2 m zijn in onderstaande tekst als niet significant beschouwd. Bodemhoogteveranderingen tot en met 0.2 m zijn in de bodemhoogteverschilkaarten in figuur F.1 geel van kleur.

De bodemhoogteverschilkaarten laten een grillig patroon zien van zones met sedimentatie en erosie. De bodemhoogteverschillen zijn maximaal orde 0.5 m groot. Deze bodemhoogteverschillen worden veroorzaakt door morfologische fenomenen in het zomerbed zoals de in hoofdstuk 2 reeds genoemde passage van megaribbels en zandgolven en door afvoerderelateerde aanpassingen van het zomerbed.

In bijvoorbeeld het zomerbed direct voor de strekdam aan de rechter oever bij rivierkilometer 922 (figuur F.1.b) is aan de bovenstroomse zijde een smalle strook van 20 m breed te zien met een bodemverlaging van 0.5 m. Dit zou mogelijk een effect van afsluiting van kribvakken kunnen zijn. Echter aan de benedenstroomse zijde is in het zomerbed vlak voor de strekdam aanzanding

van 0.5 m opgetreden. De verschillen in de hoogte van het zomerbed vlak voor de strekdam wijken niet af van de verschillen elders in het zomerbed. Uit de bodemhoogteverschilkaarten blijkt niet overduidelijk dat de aanleg van strekdammen leidt tot verlaging van het zomerbed. Een tweede conclusie is dat andere morfologische processen in het zomerbed grotere bodemhoogteveranderingen veroorzaken die gevolgen van aanleg van de strekdammen domineren dan wel afzwakken of versterken.

4. Conclusies

Uit bovenstaande analyse kan als belangrijkste conclusie worden getrokken dat de effecten van afsluiting van een kribvak door middel van strekdammen op het zomerbed niet zijn aan te tonen. De mogelijke effecten van de aanleg van de strekdam worden gedomineerd dan wel verzwakt of versterkt door andere zomerbedfenomenen zoals passerende megaribbels en zandgolven en afvoer gerelateerde aanpassing van het zomerbed. De verandering in de bodemligging van deze fenomenen ligt in de orde van maximaal 0.5 m. Dus: aanwijzingen voor de werking van kribvakafsluiting kunnen ook veroorzaakt zijn door deze fenomenen. Maar ook door kuberingen waardoor megaribbels, die de oorzaak zijn van de grootste bodemveranderingen, worden uitgefilterd, laten de effecten van kribvakafsluiting niet duidelijk zien.

Lijst van figuren

Figuur F.1.a Gestrekte oever. Bodemhoogteverschilkaart JDP. Locatie rkm 911: 1983 - 1988

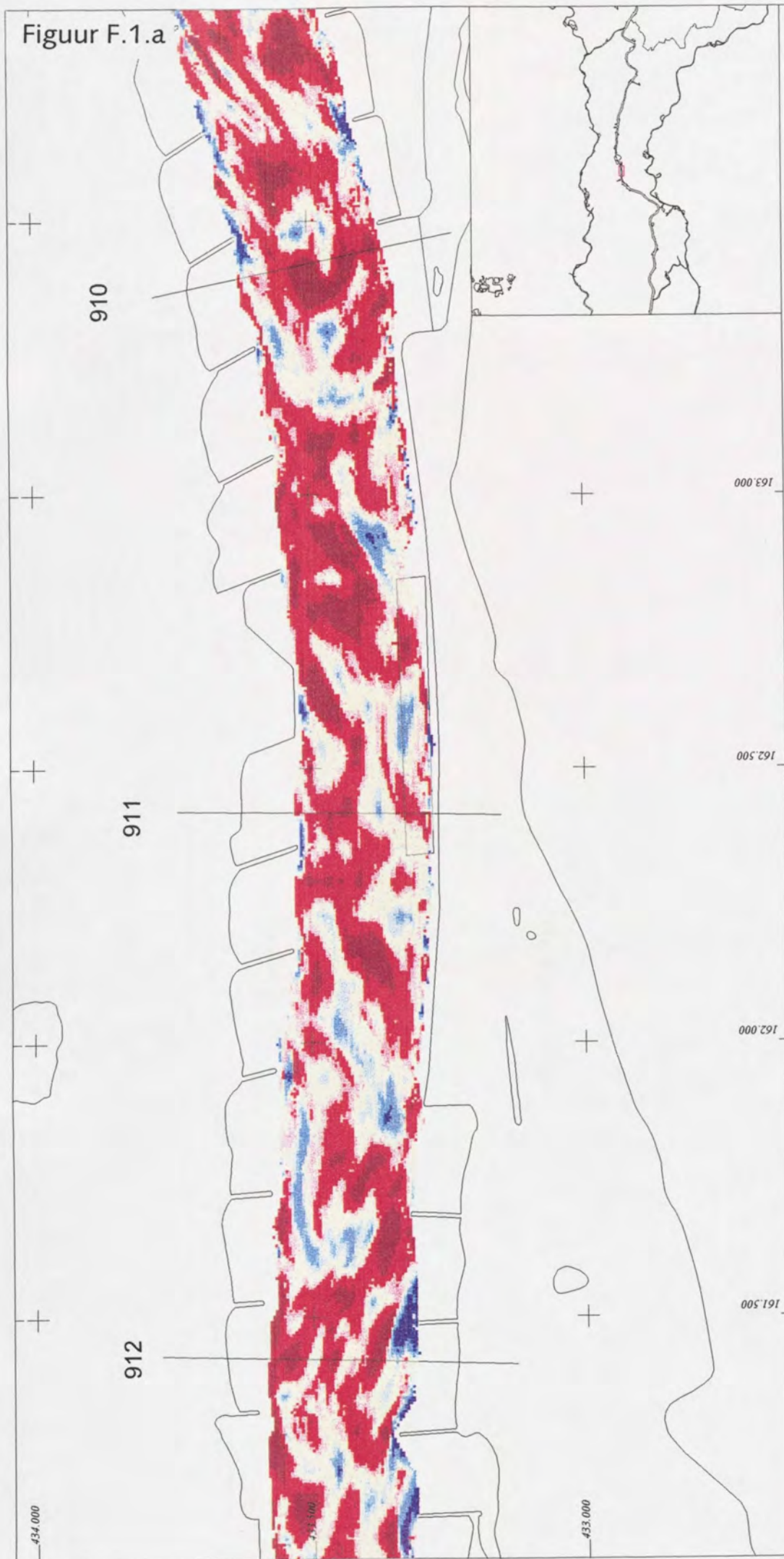
Figuur F.1.b. Gesterkte oever. Bodemhoogteverschilkaart JDP. Locatie rkm 922: 1988 - 1990

Figuur F.1.c. Gesterkte oever. Bodemhoogteverschilkaart JDP. Locatie rkm 933: 1988 - 1990

Lijst van tabellen

Tabel F.2 Strekdammen. Kuberingsgegevens

Figuur F.1.a



Sedimentatie in cm.

1000 - 100
100 - 50
50 - 40
40 - 30
30 - 20
20 - 10
10 - 0
0 - 10
10 - 20
20 - 30
30 - 40
40 - 50
50 - 100
100 - 1000

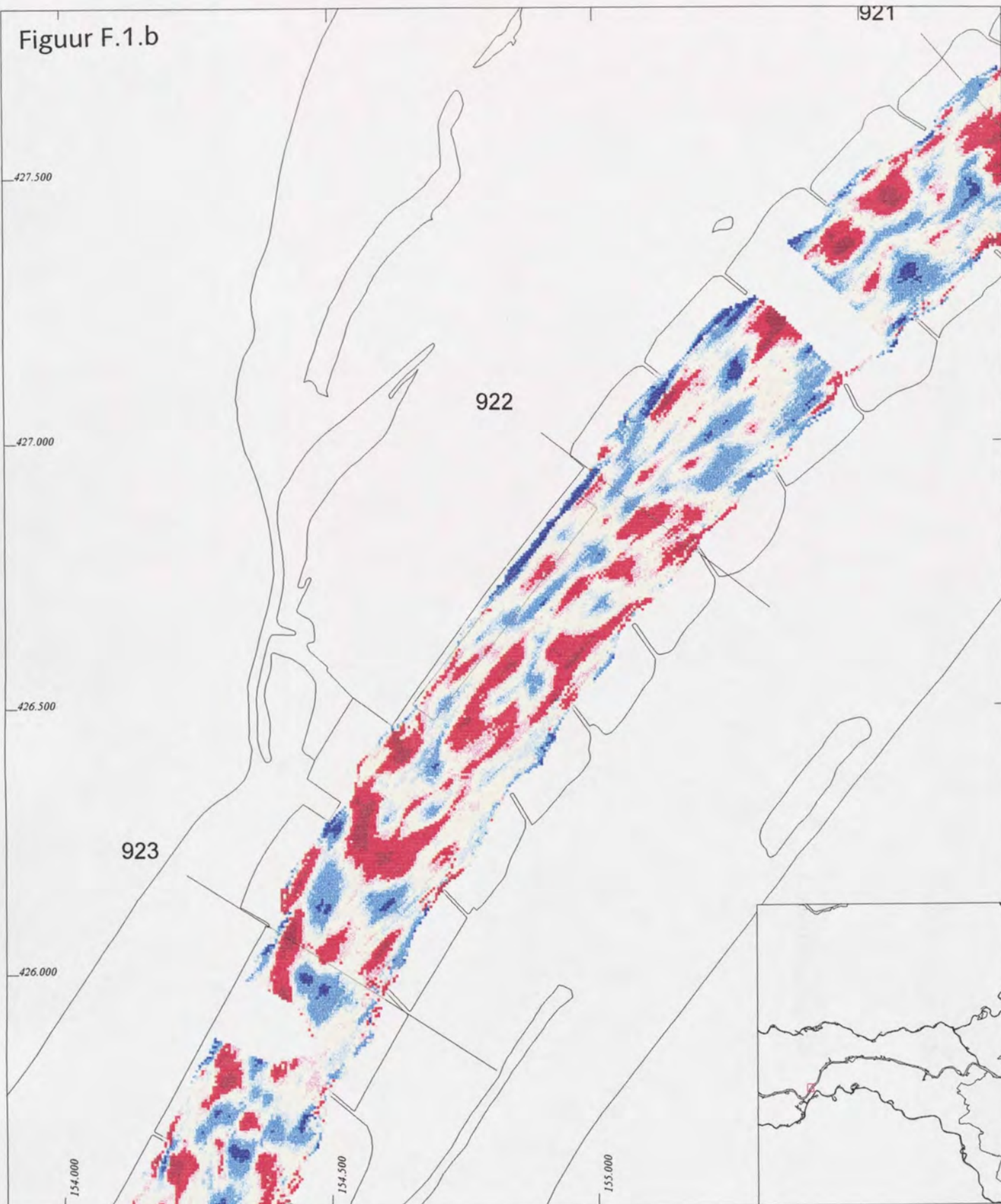
□ Kuberingsvak

Midden-Waal : gestrekte oevers
Bodemhoogteverschilkaart
Jaarlijkse Dwarspeiling

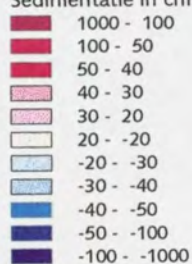
RKM 911 1983 - 1988



Figuur F.1.b



Sedimentatie in cm.



Kuberingsvak

Waal : gestrekte oevers
Bodemhoogteverschilkaart
Jaarlijkse Dwarspeiling

RKM 922 1988 - 1990

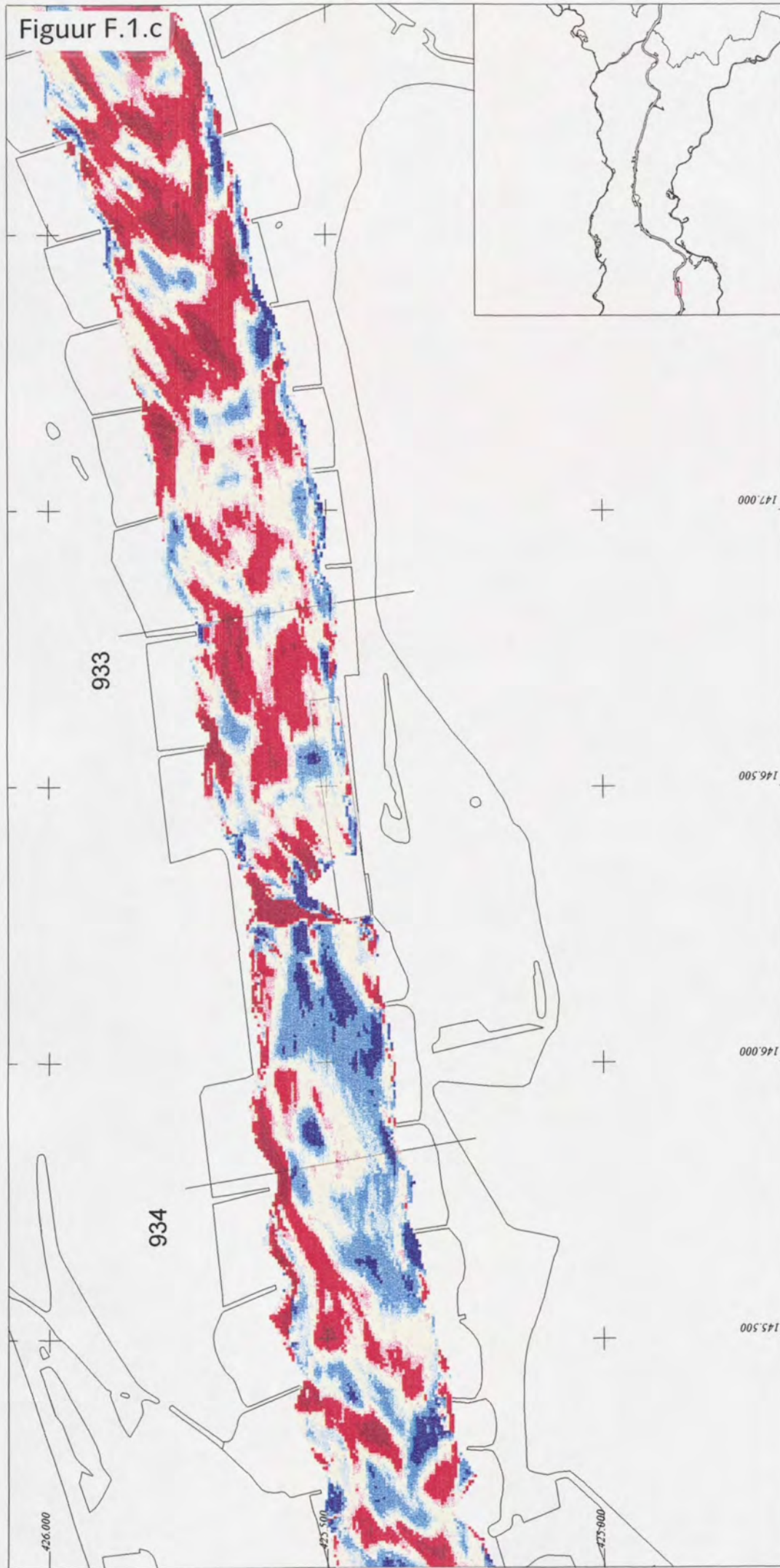
0 0.1 0.2 0.3 Kilometers
Schaal (A4) 1 : 10000



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland



Figuur F.1.c



Sedimentatie in cm.

1000 - 100
100 - 50
50 - 40
40 - 30
30 - 20
20 - -20
-20 - -30
-30 - -40
-40 - -50
-50 - -100
-100 - -1000

□ Kuberingsvak

Waal : gestrekte oevers
Bodemhoogteverschilkaart
Jaarlijkse Dwarspeiling

RKM 933 1988 - 1990



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Directie Oost Nederland

Tabel F.2 Strekdammen. Kuberingsgegevens

vak (rkm)	jaar	jaar aanle strekdam	aantal pix (-)	dekkings- graad (%)	Oppervlak (m ²)	Gem.diep- te (m)	gem. diep- tov NAP	nat vol. (m ³)	ok	nat vol.aa gevuld (m)	Hoogte to NAP (m)	Hoogtever- schil (m)
911	1980		678	0,678	16950	1,02	-1,02	-17289				
	1983		870	0,87	21750	0,95	-0,95	-20662,5 *		-20786	-0,83	
	1988	1984/85	923	0,923	23075	0,83	-0,83	-19152,3 *		-19216,2	-0,77	0,06
	1989		914	0,914	22850	0,94	-0,94	-21479 *		-21559,8	-0,86	-0,09
	1990		898	0,898	22450	0,72	-0,72	-16164 *		-16237,4	-0,65	0,21
922	1988		994	0,994	24850	2,78	-2,78	-69083 *		-69099,7	-2,78	
	1989	1989	1006	1,006	25150	2,76	-2,76	-69414 *		-69414	-2,76	0,02
	1990		1011	1,011	25275	2,69	-2,69	-67989,8 *		-67989,8	-2,69	0,07
	1991		1012	1,012	25300	2,8	-2,8	-70840 *		-70840	-2,80	-0,11
	1992		1006	1,006	25150	2,88	-2,88	-72432 *		-72432	-2,88	-0,08
	1993		1004	1,004	25100	2,51	-2,51	-63001 *		-63001	-2,51	0,37
933	1985		841	1,05125	21025	1,05	-1,05	-22076,3			-1,05	
	1988		852	1,065	21300	1,07	-1,07	-22791			-1,07	-0,02
	1989	1989	596	0,745	14900	1,18	-1,18	-17582				
	1990		597	0,74625	14925	0,98	-0,98	-14626,5				
	1992		604	0,755	15100	1,1	-1,1	-16610				
	1993		755	0,94375	18875	0,9	-0,9	-16987,5			-0,90	0,17