Habitatkartering en beschrijving van Nederlandse kustwateren

Beleidsgericht
ecologisch onderzoek
van de
Noordzee/Waddenzee

BEON

IBN-DLO
NIOO-CEMO
NIOZ
RIVO-DLO
RIVM
RWS-RIKZ
WL

Habitatkartering en beschrijving van Nederlandse kustwateren

Part 1
Ecotopes in the Wadden Sea

Part 2
Spatial distribution of the North Sea fish assemblages with special reference to the coastal and estuarine waters of the Netherlands

Part 3
Habitat characteristics of resident, non-spawning and nursery-type fish species of the Dutch Coastal Zone

Part 4
Micro-macro

IZWO
Instituut voor Zeewetenschappelijk Onderzoek (vzw)
Institute for Marine Scientific Research
VICTORIALAAN 3 - B - 8400 OOSTENDE BELGIUM
Tel. +32 - (0) 59 - 32 10 45 - (0) 59 - 32 11
734

G. Wintermans (WEB)
N. Dankers (IBN-DLO)
R. Leewis (RIVM)
P. Molegraaf (RWS-RIKZ)
D. De Nooyer (IBN-DLO/RIVM)
S. Reents (IBN-DLO)
F. Staeyert (RWS-RIKZ)
R. Wegman (IBN-DLO)

E.M. Hartgers (RIVO-DLO)
P.D. de Jonge (RIVO-DLO)
A.D. Rijnsdorp (RIVO-DLO)

H.W. van der Veer (NIOZ)
J.IJ. Witte (NIOZ)

P. Herman (NIOO-CEMO)
M. de Vries (WL)
P. Thoolen (WL)
M. Vonk (WL)
A. Baart (WL)
J. Boon (WL)

December 1996

BEON Rapport nr. 96-5

BEON project IBN 95 H 36

ISSN 0924-6576

CONTENTS

DUTCH SUMMARY

Part 1 Ecotopes in the Wadden Sea
G. Wintermans (WEB), N. Dankers (IBN-DLO), R. Leewis (RIVM), P. Molegraaf (RIKZ), D. de Nooyer (IBN-DLO/RIVM), S. Reents (IBN-DLO), F. Staeyert (RIKZ), R. Wegman (IBN-DLO)

Part 2 Spatial distribution of the North Sea fish assemblages with special reference to the coastal and estuarine waters of the Netherlands
E.M. Hartgers, P.D. de Jonge, A.D. Rijnsdorp (RIVO-DLO)

Part 3 Habitat characteristics of resident, non-spawning and nursery-type fish species of the Dutch Coastal Zone
H.W. van der Veer (NIOZ)

Part 4 Micro-macro
P. Herman, M. de Vries, P. Thoolen, M. Vonk, A. Baart, J. Boon (NIOO/WL)

DUTCH SUMMARY

Context

Bij het speerpunt 'verstoring habitats' staat als prioriteit onder systeemkennis vermeld dat onderzocht moet worden welke ecotopen onderscheiden kunnen worden, waar ze zich bevinden en wat hun karakteristieken zijn. Het tweede prioritaire onderwerp stelt de vraag naar het belang van bepaalde ecotopen voor bepaalde soorten. Het uitgevoerde project sluit aan bij deze vragen.

Beleidsrelevantie

Het beleid in de kustwateren en de Waddenzee is gericht op het duurzaam functioneren en gebruiken van het systeem. Door het multifunctionele karakter van het gebruik wordt verweving van functies als uitgangspunt genomen. Indien dat niet mogelijk is, wordt zonering toegepast. Bij verweving van functies wordt uitgegaan van optimalisatie van de verschillende functies; bij scheiding wordt in de onderscheiden gebieden veelal gestreefd naar maximalisatie. Door indeling in ruimte en tijd wordt ernaar gestreefd de negatieve effecten op de overige functies zo klein mogelijk te houden, zowel bij verweving als scheiding. Voor beleid en beheer is het essentieel de habitatkarakteristieken te kennen waarop elke functie gebaseerd is. Bovendien is het noodzakelijk te weten waar de betreffende karakteristieken voorkomen. In een voorgaand BEON-project wordt voor een aantal organismengroepen aangegeven wat de belangrijkste habitatkarakteristieken zijn. Vooral fysische parameters blijken belangrijk. Deze zijn nog maar zeer ten dele op bestaande kaarten weergegeven.

Het project heeft eveneens als doel om door middel van een case-studie een basis te leggen voor een generieke methodiek en ondersteunend instrumentarium om de geschiktheid van ruimtelijk inhomogene gebieden voor verschillende soorten en gebruiksfuncties te kunnen evalueren en presenteren.

Het in kaart brengen van ecotopen en habitats is essentieel voor de toepassing van de EU-Habitatrichtlijn en de regelingen die getroffen moeten gaan worden in het kader van het Biodiversteitsverdrag van Rio.

Samenvatting

De activiteiten in 1995 bestonden uit een viertal duidelijk gescheiden activiteiten, die een onderlinge samenhang vertoonden:

1 het verkennen van het ecotoop- en habitatbegrip en een eerste aanzet geven tot een kaart voor de westelijke Waddenzee;
2 het beschrijven van de ruimtelijke verdeling van visgemeenschappen uit het kustgebied, de delta, de voordelta en de Waddenzee;
3 het beschrijven van de verspreiding van verschillende groepen vissen in de Waddenzee in relatie tot hun voedsel en habitateisen;
4 het bepalen van (vooral) fysische parameters die dichtheid en groei van een aantal bodemdieren bepalen. Dit deelonderzoek werd verricht om inzicht te krijgen in onderliggende processen in tegenstelling tot de meer beschrijvende onderdelen 1-3.

De beschrijving van de verspreiding van visgemeenschappen (2) en groepen van vissen in relatie met hun voedsel of habitat (3) zou gebruikt moeten worden om de

ecotoopkaarten die in eerste instantie gebaseerd zijn op fysische parameters, verder onder te verdelen vergelijkbaar met de methodiek zoals gebruikt in de BIOMAR-classificatie die op Europees niveau (EU-project) wordt ontwikkeld.
Het is zeer waarschijnlijk dat het voorkomen van organismen niet uitsluitend wordt bepaald door de duidelijk waarneembare fysische en biologische eigenschappen van de locatie. Om na te gaan of de microverspreiding van voedsel een belangrijke factor was werd onderdeel 4 uitgevoerd.

De rapportages betreffende onderdeel 2 en 3 kunnen als op zichzelf staand en afgerond worden beschouwd. Onderdeel 1 en 4 maken deel uit van een langer lopend project en de rapportages verdienen nog geen brede verspreiding.

Er bestaat verwarring over de termen habitat, ecotoop en biotoop. In het beleid worden deze termen door elkaar gebruikt.

Voorgesteld wordt de term habitat te reserveren voor een benadering waarbij vanuit een organisme gedacht wordt. Een habitat kan dan gedefinieerd worden als **'het type omgeving waarin een organisme leeft'**; het wordt bepaald door de eisen die dat organisme aan zijn omgeving stelt. Deze benadering is belangrijk bij het beschermen van bedreigde organismen.

Bij een integraal beleid waarbij van een aantal functies wordt uitgegaan, heeft het meestal voordelen het ecotoopbegrip te hanteren. Binnen een bepaald ecotoop is ruimte voor een aantal organismen of een levensgemeenschap. Als definitie voor ecotoop wordt aanghouden **'een geografische eenheid die binnen bepaalde grenzen homogeen is wat betreft de belangrijkste hydraulische, morfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die relevant zijn voor de biota'.**

Voor de kartering en beschrijving van de Nederlandse kustwateren zal worden uitgegaan van ecotopen. Verschillende classificaties zijn op dit moment in gebruik. Voor een deel sluiten deze aan bij de eisen die door de EU gesteld worden in het kader van de CORINE- en BIOMAR-benadering. Binnen een bestaand hiërarchisch systeem is het mogelijk de bestaande classificaties onder te brengen en met elkaar te vergelijken.
In dat hiërarchische systeem worden de onderdelen op verschillende schalen onderscheiden en in kaart gebracht. De mate van detail neemt dus toe naarmate men lager in het systeem komt, en in de lagere niveaus worden ook organismen ingebracht. Het laagste niveau komt overeen met een habitat.
De volgende niveaus worden onderscheiden: ECODISTRICT, ECOSECTIE, ECOSERIE, ECOTOOP and ECO-ELEMENT.

Bij het vervaardigen van ecotoopkaarten wordt aangesloten bij het in ruime mate geaccepteerde BIOMAR-model. De belangrijkste fysische parameters (bepaald in een eerder BEON-project) worden in kaart gebracht en in een Geografisch Informatiesysteem (GIS; ARC-INFO) verwerkt. Door middel van overlays en door de gebruiker samen te stellen legenda's en klassegrenzen kunnen ecotoop en habitatkaarten gemaakt worden. Voor de westelijke Waddenzee worden voorbeelden gegeven. Het inbrengen van informatie betreffende het voorkomen van organismen en het ontwikkelen van rekenmodules om optimale ontwikkelingsomstandigheden in kaart te brengen is onderdeel van het vervolgproject in 1996/97.

Conclusies

In de Westerschelde werden een aantal fysische parameters op microschaal bestudeerd om na te gaan welke de voedselvoorziening van het benthos en daardoor het succes van vestiging en overleving zouden kunnen bepalen. Omdat de voedselverspreiding op microschaal de dichtheid van de benthos niet kon verklaren, werd geconcludeerd dat andere factoren belangrijker moeten zijn. Hierbij zou gedacht moeten worden aan stabiliteit van sediment en predatie, maar deze aspecten werden niet bestudeerd in dit project.
De analyse van de visgegevens uit de kust-, delta- en waddenbemonsteringen van RIVO-DLO liet duidelijke clusters van vistrekken zien. Het NIOZ-onderzoek richtte zich op het uitwerken van vangstgegevens om de verspreiding en groei van vissen in drie ecosecties (wadplaten, ondiep sublitoraal, geulen) te bepalen. Geconcludeerd wordt dat de verspreiding (aan-/afwezigheid) van de vier functionele groepen (residents, non-spawning, nursery-type, seasonal visitors) hoofdzakelijk gerelateerd is aan de verspreiding van hun voedsel. Omdat voedsel op die plaatsen niet limiterend is wordt de dichtheid daar vooral bepaald door andere factoren dan voedsel, zoals schuilplaatsen, aanwezigheid van schelpbanken voor het afzetten van eieren, het verstoren van eieren of larven etc. De ecotopen waar de vissen voorkomen moeten deze specifieke habitatkarakteristieken bevatten. De ecotoopkartering in het stadium waarin we nu verkeren is niet gedetailleerd genoeg om de dichtheden van vissen te verklaren. Alleen de verspreiding van één soort, de juvenielen van de schol, was gerelateerd aan sedimentkarakteristieken. Deze juvenielen kwamen hoofdzakelijk voor op de droogvallende getijdeplaten.
De clusters van de RIVO-bemonstering waren gerelateerd aan diepte en afstand tot de kust. Opname in de ecotoopclassificatie en -kartering van de westelijke Waddenzee volgens de BIOMAR-methode was geen duidelijke verbetering ten opzichte van de meer beperkte classificatie die gebaseerd was op morfologische en fysische karakteristieken. Voor de classificatie en onderverdeling van Noordzee-ecotopen kunnen ze wellicht een grotere rol spelen.
Omdat maar zelden monsters worden genomen waarin een groot aantal relevante parameters worden gemeten, was het niet mogelijk de methode van Verdonschot te gebruiken voor het onderscheiden van ecotopen. De methode kan in de toekomst wellicht uitkomst bieden waarbij de verschillende kaartondergronden de waarden voor de parameters leveren. De huidige kaarten bevatten te veel subjectieve informatie om deze methode betrouwbaar toe te passen.
De huidige ecotoopkaarten zijn gebaseerd op morfologische en fysische karakteristieken. Het lijkt verstandig voor de rest van de Waddenzee en de overige kustwateren op dezelfde manier voort te gaan. De volgende stap zal zijn het invoegen van karakteristieke geomorfologische en biogene structuren. Verspreiding van flora- en faunagemeenschappen of individuele soorten zoals in het veld gemeten, zal in een daaropvolgend stadium gebruikt worden om de potentiële verspreiding in de rest van het gebied te voorspellen.

Aanbevelingen voor verder onderzoek

Eenzelfde benadering voor het vervaardigen van kaarten zou gevolgd moeten worden bij het maken van kaarten voor de rest van de Waddenzee, de delta, het kustgebied en de Noordzee.
De technische mogelijkheden zijn momenteel beschikbaar om GIS-kaarten te maken van de belangrijkste fysische en ecologische parameters. Indien deze in voldoende mate gestandadiseerd zijn, kunnen ecotoopkaarten voor elke gewenste toepassing vervaardigd

worden. De kaarten kunnen zich ook op elk niveau binnen de hiërarchische classificatie bevinden en zijn dan compatibel met internationaal gebruikte classificaties. Onderzoekers die op soortniveau bezig zijn kunnen hun informatie inbrengen en op basis van actuele informatie, potentiële habitatkaarten vervaardigen. De verspreiding en dichtheid van organismen moet dan gekoppeld worden aan ecotoopkaarten om zodoende tot voorspellingen over de verspreiding van bodemdieren en vissen te komen.

Part 1

Ecotopes in the Wadden Sea

763

G. Wintermans (WEB)
N. Dankers (IBN-DLO)
R. Leewis (RIVM)
P. Molegraaf (RWS-RIKZ)
D. de Nooyer (IBN-DLO/RIVM)
S. Reents (IBN-DLO)
F. Staeyert (RWS-RIKZ)
R. Wegman (IBN-DLO)

CONTENTS

1 INTRODUCTION

2 APPROACHES IN ECOTOPE AND HABITAT CHARACTERISATION
2.1 Review of existing terminology
2.2 Review of existing classifications

3 TOWARDS AN ECOTOPE MAP OF THE WESTERN DUTCH WADDEN SEA
3.1 Selection of the parameters
3.2 Construction of the maps
3.2.1 The bathymetric map
3.2.2 Sediment maps
3.2.3 Sedimentation-erosion map
3.2.4 Map of wave action
3.2.5 Map of current velocity
3.2.6 Salinity
3.2.7 Water exchange
3.2.8 Biological information in the maps
3.3 An example of an ecotope map

4 DISCUSSION AND CONCLUSION

5 LITERATURE

1 INTRODUCTION

For management and conservation it is advantageous to divide the Dutch coastal area into distinct spatially limited units. These units must be identifiable and per unit the relation between the operational physical, chemical and biological environmental factors must be unambiguous.

One of the objectives of this study is the preparation of an integrated description and survey of habitats (units) within the Dutch coastal zone.
In research, various terms and definitions of more or less spatially limited ecological units are used. To 'fill in' the units concerned, different researchers have studied different abiotic and biotic factors that have been described, measured, collected and analysed in different ways leading to different ecosystem classifications. Within the aquatic environment it seems complex to distinguish spatially limited units and thus develop a comprehensive classification.
For classification purposes it is neccessary to define terms like habitat, biotope, ecotope, ecosystem etc. unambiguously and to choose or develop a classification that meets the demands. The most appropriate terms/definitions and classifications that are reported in literature are considered in this paper.

In general a habitat is defined as the characteristic space occupied by an individual/ organism, a species, a community or population. Populations, communities or species occurring in the same geographic area often have clearly different habitats or parts of the environment in which they live.
A biotope is mostly defined as an area occupied by a community or, as we consider wrongly, an individual/organism. The distinction between the two definitions is not always clear. When the term ecotope is used, it is meant to be almost synonymous with biotope, but in general also relevant physical and geomorphological parameters are included. An ecotope can be considered to be a distinct part of an ecosystem
The term ecosystem: 'the combination of a community and the relevant abiotic and biotic parameters of the environment' is confusing when used for cartographic purposes, as it does not indicate where boundaries - both in space and in time - lie. In fact ecosystems can be distinguished on both a space and a time scale. The size can range from the size of the world to the size of a pool while the time in which ecosystems change can range from tens of years to one year or even less.
Sometimes ecosytems are distinguished by their relative homogenity towards the surroundings and thus can be seen as a homogenious constellation of biotic and abiotic factors (Klijn & De Haes 1990). In practice ecosystems are distinguished on the basis of classification characteristics that are influenced by both time and space.

2 APPROACHES IN ECOTOPE AND HABITAT CHARACTERISATION

2.1 Review of existing terminology

Within the context of the biotope project CORINE (COoRdination of INformation on the Environment) of the Commission of the European Communities, a classification of communities has been developed (Corine 1991). The primary objective of the classification is to identify all major communities whose presence contributes to the conservation significance of the site (Hiscock 1994).
The units recorded by the biotopes project are referred to as 'sites' in which a site is defined as: an area of land or a water body which forms an ecological unit of community significance for nature conservation, regardless of whether this area is

formally protected by legislation. In this definition emphasis lies on conservation. Based on the CORINE classification the Marine Nature Conservation Review (MNCR) in the United Kingdom developed a classification for marine biotopes and for 'end units' which would form the basis of the north-east Atlantic classification for inclusion in the CORINE classification (the BIOMAR project). Their objective is "to develop a classification of benthic marine and brackish water biotopes for the British Isles and applicable to the nort-east Atlantic which will underpin management and conservation of coastal ecosystems within a scientific framework" (Conner et al. 1995).

Terms and definitions used in the BIOMAR project are:
Habitat: The particular type of local environment in which an organism lives.
Community: A group of organisms occuring in a particular habitat, presumably interacting with each other and with the environment, and separable by means of ecological survey from other groups.
Biotope: A combination of habitat and community into the smallest physically defined unit supporting a more or less homogeneous assemblage of species.
For the classification of biotopes a set of environmental and biological factors was used (Conner 1994).

Also in France the need for a better knowledge of the natural heritage and for ensuring their protection, particularly their most remarkable habitats and species, led to an inventory of terrestrial and marine biotopes; the so called ZNIEFF (Zônes Naturelles s'Intérêt Ecologique, Faunastique et Floristique): Natural Zones of Ecological, Faunestical and Floristical Interest (Dauvin 1994). As in Britain it was the objective to create a marine classification coherent with the CORINE biotope classification and to be applicable within the EC Habitat Directive. The French and British approaches therefore are very similar and both define biotopes as: the physical habitat (abiotic environment) together with its associated community of species. Both classifications lay strong emphasis on the correlation of the physical and biological entities to help define each biotope and to distinguish one type from a closely related other type.

In Germany for both managment and conservation a (red) list of endangered biotope types has been compiled ranging for mountaineous biotope types to marine biotope types (Riecken et al. 1994). A biotope type is an abstracted unit within the generally uniform biotope in which a biotope is defined as an area occupied by a community of organisms of different species living together with mutual interactions in an ecosystem (biocoenosis).
A biotope type is defined as a unit within the ecological limits of the biotope that offers communities ecological conditions that differ from other distinguished units (Riecken et al. 1994). Biotopes in the German sense should be recognizable units, which can be mapped.
On the analogy of the German list a (red) list of endangered habitats in the Dutch Wadden Sea has been developed in the Netherlands (Dankers & Wolff 1994). Biotopes were distinguished by the most important physical processes responsible for shaping and maintaining the biotopes concerned. For the Wadden Sea area both the German and Dutch Red List were combined (Ssymanck & Dankers, in press.). Some German biotopes had to be combined into biotope complexes in order to meet the Dutch requirement of including in the list landscape units like sheltered bays and gradients between biotopes as these units would not merit inclusion on their own.
Baretta-Bekker et al. (1992) define a biotope as a part of the biosphere in which the conditions of life for a population of living organisms are approximately homogeneous. They lay more emphasis on the homogeneity of conditions than on mutual interactions

of species or relations of the environment and species as is done by resp. the compilers of the red lists and the BIOMAR/ZNIEFF project.

In the Netherlands a terrestrial classification suitable for ecological risk assessment has been developed by CML (Centre of Environmental Biology Leiden) and IBN-DLO (DLO Institute for Forestry and Nature Research). The classification is based on a hierarchy of ecosystems ranging in size from >62.500 sqkm (ecozone) via 625-10.000 ha (ecodistrict) to <0,25 ha (eco-element) (Klijn 1988).
Klijn & De Haes (1990) have discussed the theorethical aspects of various - predominantly terrestrial - ecosystem classifications and concluded that the Anglo-American (and especially the Canadian) terminology is theoretically the most consistent. In their study they propose the use of a new terminology applicable for both classifying and suveying ecosystems.
In their Hierarchical Ecosystem Classification (HEC) the following terms and definition are used:
Ecodistrict: A geographical unit homogeneous within limits towards abiotic processes (geolocical, geomorphological, mesoclimatolocical) passing slowly in the course of time.
Ecosection: A geographical unit homogeneous within limits towards the dominant geomorphogenetic processes.
Ecoseries: A geographical unit homogeneous within limits towards the most dominant abiotic processes.
Ecotope: a geographical unit homogeneous within limits towards vegetation structure, succession stage and abiotic environmental factors that are relevant for vegetation growth.
Eco-element: A spatially limited ecosystem which is often the habitat of a species and is determined by aut-ecological processes.

Verdonschot et al. (1992) used the Hierarchical Ecosystems Classification (HEC) for classifying fresh-water ecosystems in which units are distinguished on the basis of biotic and abiotic variables that determine the species composition. The end-units used are called aquatic ecotopes which are defined as geographical units homogeneous within limits towards the most important hydromorphological and physical-chemical environmental factors that are relevant for biota. The definition more or less resembles the definition of an (aquatic) biotope as developed in the BIOMAR project.
Van der Veer & Rijnsdorp (1995) describing the habitat characteristics of fishes of the Dutch coastal zone, use the term habitat defined as 'the normal (a)biotic environment of an animal'. This definition more or less resembles the aquatic ecotope definition.
In several other Dutch publications the term habitat is defined as the species specific area in which a plant or animal lives (Baretta-Bekker et al. 1992, Huijs 1995, Cadée 1994, Eertman & Smaal 1995). Coosen (1995), on the other hand, interprets a habitat as an ecoserie.

Conclusion

Terms most frequently used in research are habitat, biotope and ecotope. Especially the meaning of the term biotope is interpreted differently ranging from 'the area occupied by a species' to 'an area occupied by a community of organisms of (different) species living together with mutual interactions in an ecosystem (biocoenose)'.
Among the various definitions of the term biotope several more or less resemble the ecotope definition.
Most consensus seems to be on the term habitat: 'the species specific area in which a plant or animal lives'. In all definitions emphasis lies on the organism.

Coastal areas fulfil an important function for a number of users or species as a whole. Therefore the term habitat is often not suitable for classification purposes.
It is recommendable to work with only one classification (if neccesary newly developed) covering all existing terms/definitions.
Both the term 'biotope' used in British and German research, and the term 'aquatic ecotope' used in Dutch research, seem to be appropriate. The tenor of the terms is more or less the same. The term ecotope is derived from the terminology of the HEC which is theorethically well underpinned and provides a framework for mapping entire ecosystems. The term biotope is used in the BIOMAR classification which is primarely practical and also provides a framework for surveying and mapping ecosystems.
We suggest to use the term ecotope which is defined as: **a geographical unit homogeneous within limits for the most important hydraulic, morphological and physico-chemical environmental factors that are relevant for biota** (Verdonschot et al. 1992).
The definition more or less resembles the definition of an (aquatic) biotope as developed in the BIOMAR project.

2.2 Review of existing classifications

The objective of this paper is to divide the Dutch coastal zone into distinct spatially limited units that can be identified and distinguished by the operating biotic and abiotic factors. Therefore a classification must be developed which is based on both quantative and qualitative data and can be applied in surveys.
A classification can be chosen on purely theoretical or practical reflections.
In general a purely theoretical approach - though scientifically sound - is of limited practical use, because of lack of detailed comprehensive data.
A merely practical approach in which, for instance, ecosystems are distinguished in advance and associated abiotic and biotic variables are determined in second instance has the following disadvantages:

- ecosystems that can not be recognised at first glance are not distinguished;
- within the distinguished ecosystems differentiation into smaller units is unlikely if not impossible;
- it is assumed that all variables actually determining the distinguished ecosystems are known/available and that no other variables are relevant.

In a traditional classification it is assumed that ecosystems consist of relative discrete entities. The classification produces groups of related entities by a process conceptually similar to taxonomic classification. Ecosystems with similar species compositions are grouped together in sub-sets and similar sub-sets may be further combined if desired. Within hierarchical classifications a distinction can be made in systematical and structural (volume/pattern) or process classifications (Runhaar & Klijn 1993). In taxonomy a systematic hierarchy is used in which relations between units are caused by lumping or splitting. The classification character does not change but similarity increases or decreases.
In ecology, hierarchies that are based on stuctures and/or processes, are more suitable and therefore used (Runhaar & Klijn 1993).

The classification used in the CORINE biotope project is rather a compilation of a list of biotopes based on a series of physiographic features and broad-scale habitat types (Connor 1994) than a classification. For marine habitats the CORINE classification is very poorly developed. Like the CORINE classification the list of endangered habitats/biotopes compiled for management and conservation in Germany and the Netherlands is based on physiographic features and broad-scale habitat types in which

more or less emphasis is laid on physical processes.
From the CORINE classification, the Marine Nature Conservation Review (MNCR) developed a classification for marine biotopes and for 'end units' which would form the basis of the north-east Atlantic classification for inclusion in the CORINE classification (the BIOMAR project: Hiscock 1994, Connor 1994). In addition to the more traditional linear presentation of a classification, a series of matrices is presented each illustrating at least two of the axes of a multi-dimensional model (Connor 1994).
As the BIOMAR classification is meant to be used for species conservation it is based on biological (species-based) considerations while the dynamic nature of certain communities makes it essential to identify the environment in which potentially a variety of communities may occur over time. Hence, physical environmental characteristics are used to provide the structure for the classification: a two-dimensional matrix of substrata versus zonation. Sediment ranging from rock to mud and water depth ranging from upper shore to deep water are believed to be the most important physical characteristics (fig. 1).
The classification adopts a hierarchical approach to the differentiation of types, related to the ability to discriminate by various methods of remote and in situ sampling and to the ease of recognition by workers of differing skill levels and with emphasis on conspicuous species.
The two prime physical factors of subtrata and zonation initially form the upper tiers in the hierarchy, but further matrices are required to fully illustrate the range of biotopes present. For instance rocky habitats are best illustrated within a second matrix of wave exposure versus zonation (fig. 1) whilst sediment shore communities could be displayed along a salinity gradient.

	ROCK ----------> MUD
UPPER SHORE | | | | V DEEP WATER	

	ROCKY SHORE BIOTOPE MATRIX VERY EXPOSED ----------> VERY SHELTERED
UPPER SHORE | | | | V DEEP WATER	

Fig. 1. Examples of matrices used in the BIOMAR project (from Hiscock 1994).

Below the upper tiers of the hierarchy biotopes are distinguished at two levels. Biotopes in level 1 are typically distinguished by different dominant species or life forms. Biotopes in level 2 are subdivisions of level 1-types based on less conspicuous species. The biotopes are listed in the classification following the sequence of substrata and zonation from the primarily physical matrix. Subsequent divisions in the classification are based on the level 1 and 2-types, but these are further ordened according to the other important physical and biological chararcteristics of the subzones (fig. 2).

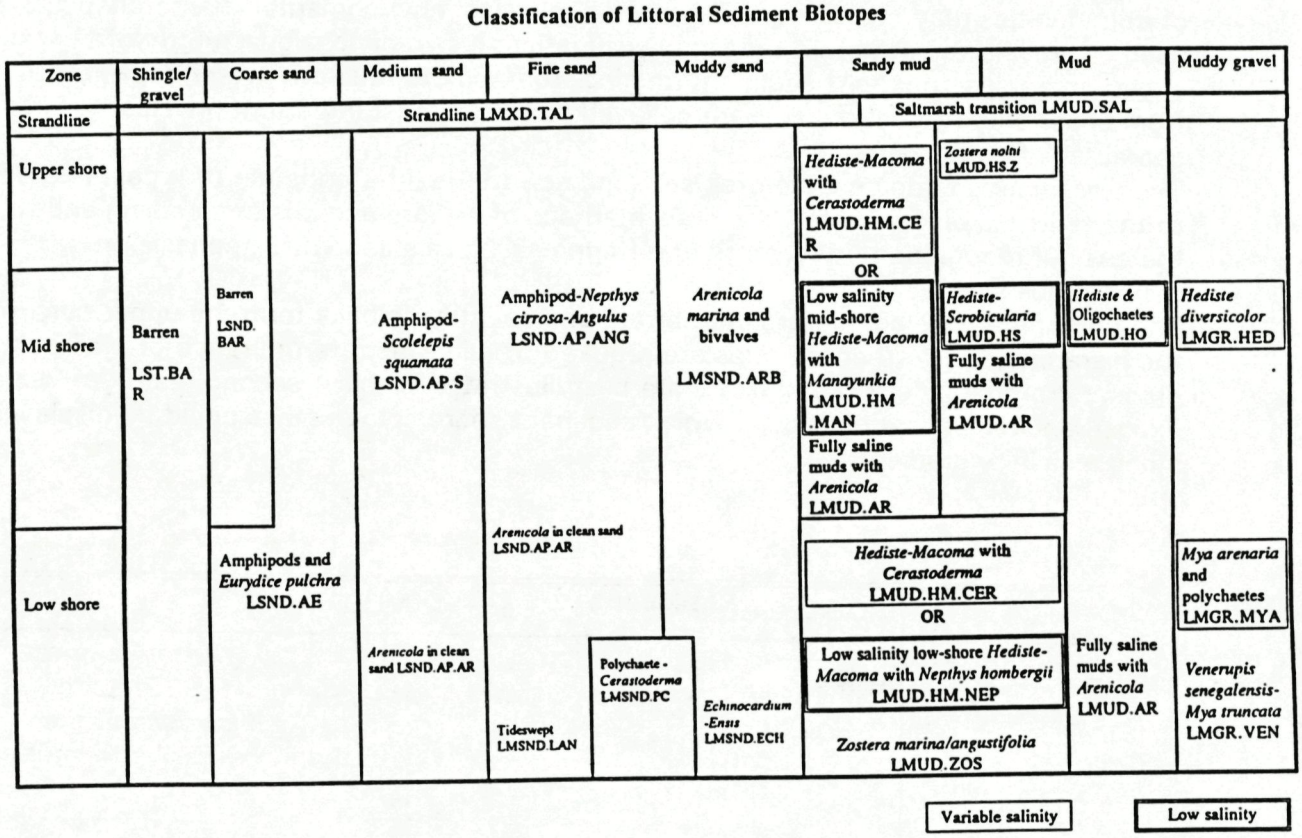


Fig. 2 Example of a biotope matrix for sediment shores (from Connor et al. 1995).

The ZNIEFF classification (Dauvin et al. 1993, 1994) used in France is similar to the BIOMAR classification.
In both classifications it is assumed that relevant biotopes can be distinguished as more or less distinct units. Both classifications are primarily descriptive and practical. Currently a protocol is developed within BIOMAR for identifying and assessing biotopes in order to replace subjectivety in identifying biotopes by a more scientific approach (Hill 1994).

A more theoretical way of classifying ecosystems is the generalized classification suggested by Southwood (1977) who considered the ways in which habitats vary in time and space from an organism's point of view. In time a habitat (or ecosystem) can be constant, seasonal, unpredictable or ephemeral (short favourable period followed by an unfavourable period of indefinite duration); in space continuous, patchy or isolated. The classifications in time and space combined give twelve different ecosystem types. The disadvantage of such a theoretical classification is that very little is known about the 'contents' of the classification types themselves.
For management and conservation reasons insight into the ecosystems themselves is desired. Therefore, as much information as possible on the distinguished ecosystems should be incorporated in the classification.
Ecosystems are defined as communities and their dependency relationships with the environment. Every ecosystem - large or small - is a collection of organisms, relations between organisms and the abiotic environment.
For classifying ecosystems, classification items (cq. ecosystem characteristics) are neccessary. These characteristics can be derived from a large number of important chararcteristics that can be distinguished within ecosystems. Species, species composition, species intra- and interrelations, relations with the environment and the biotic/abiotic environment itself are all potentially chararcteristics that can be used for classification.

In the light of the generalized classification of Southwood (1977) an alternative or rather complementary way of classifying ecosystems is suggested by Begon (1985), who classified ecosystems/habitats by demographic effects of fauna. The purpose of the classification is to contrast habitats with one another, rather than to describe them in absolute terms (Begon et al. 1990). In conformity with this approach the Habitat Evaluation Procedure (HEP) has been developed in the USA. The HEP is used for impact assessment and evaluation of measures and management causing changes in environmental conditions of habitats for fauna species (Duel et al. 1995). The HEP is a collection of analytical procedures and habitat evaluation models for fauna species. According to Duel et al. (1995) 'the models are used to predict changes in the carrying capacity of habitats in which carrying capacity can be regarded as a function of the habitat suitability determined by environmental factors'. The models are based on habitat requirements and preferences of fauna species derived from life history studies, field studies and frequency analyses of only the main environmental factors (Duel et al. 1995). The HEP produces a habitat-suitability index and estimates the present habitat suitability for a fauna species. It does not classify habitats or ecosystems but enables discrimination and comparison by analysing quantitative data.

In classifying ecosystems by quantitative data, both a classificational or typological approach can be used. In a classificational approach, an ecosystem is characterised by the highest and lowest values of the (a)biotic characteristic used for distinguishing ecosystems. In order to distinguish ecosystems, boundaries are drawn in a continuum of data. Where boundaries meet, a discontinuum exists and ecosystems can be

distinguished. Within this approach it is assumed that ecosystems consist of relative discrete entities.
In a typological approach the average value of all chararcteristics concerned is considered typical for an ecosystem. Besides the average a range is used. Ecosystems lying within this range are considered to belong to the same ecosystem type (Verdonschot et al. 1992). Within this approach it is believed that discriminating distinct boundaries in the aquatic environment is impossible. Therefore entities may show overlap. The ecological reality is reflected best by the typological approach.

As already mentioned earlier Klijn & De Haes (1990) have discussed the theorethical aspects of various ecosystem classifications. Together with the conclusion that the Anglo-American terminology is theoretically the most consistent and at the same time most appropriate for practical surveys, they present a size-dependent Hierarchical Ecosystem Classification (HEC) as a framework for mapping entire ecosystems (table 1).

Table 1. Hierarchical ranking of ecosystems at different levels of scale (from Klijn 1988).

	INDICATIVE MAPPING SCALE	BASIC MAPPING UNIT
ECOZONE	1 :>50,000,000	> 62,500 km^2
ECOPROVINCE	1 :10,000,000-50,000,000	2,500-62,500 km^2
ECOREGION	1 :2,000,000-10,000,000	100-2,500 km^2
ECODISTRICT	1 :500,000-2.000,000	625-10,000 ha
ECOSECTION	1 :100,000-500,000	25-625 ha
ECOSERIES	1 :25,000-100,000	1.5-25 ha
ECOTOPE	1 :5,000-25,000	0.25-1.5 ha
ECO-ELEMENT	1 :<5,000	<0.25 ha

The classification at different spatial scales is based on ecological characteristics/factors that are relevant within the distinguished levels and that more or less shape and maintain the pattern of ecosystems at the scale concerned (fig. 3). The relation between the ecosystem components can be described hierarchically by distinguishing dominant factors that are relevant on a large scale (both in time and space) and influence several other factors and less dominant factors that are relevant on a smaller scale and have only limited influence on other factors.
Dominant factors determine the value of subdominant factors. With regard to a constant value of a dominant factor the subdominant factor shows a certain variance. Nevertheless, factors can often be attributed to different levels and different scales.

Factors defining the boundary conditions in which communities develop, can be divided in positional, conditional and operational factors.
Positional factors are determined by the orientation in space and influence both conditional and operational factors.
Conditional factors are processes that indirectly infuence organisms as they create the circumstances in which certain organisms can live.
Operational factors are factors that directly influence the circumstances in which organisms live.

On the level of ecodistricts like, for instance, the temperate zone, in which the Netherlands are situated, geological, geographical and climatological factors are

relevant. In ecosections like the Wadden Sea, geomorphological factors play an important role while ecoseries like tidal flats or salt marshes are determined by factors that indirectly (via the conditions in which organisms live) have an influence on communities. On the level of ecotopes, factors are relevant that have a direct influence on communities. The lowest level is the eco-element, which is often the habitat of a species and which is determined by aut-ecological factors.
Characteristics/factors on which ecoseries are distinguished (sediment, morphology, hydrology) vary little in time and can easily be derived from existing maps and databases. Therefore mapping ecoserie types is much easier than mapping ecotope types that are determined by factors directly influencing communities. In second instance through mapping ecotope types is facilitated by the use of the maps of ecoseries (Runhaar & Klijn 1993).

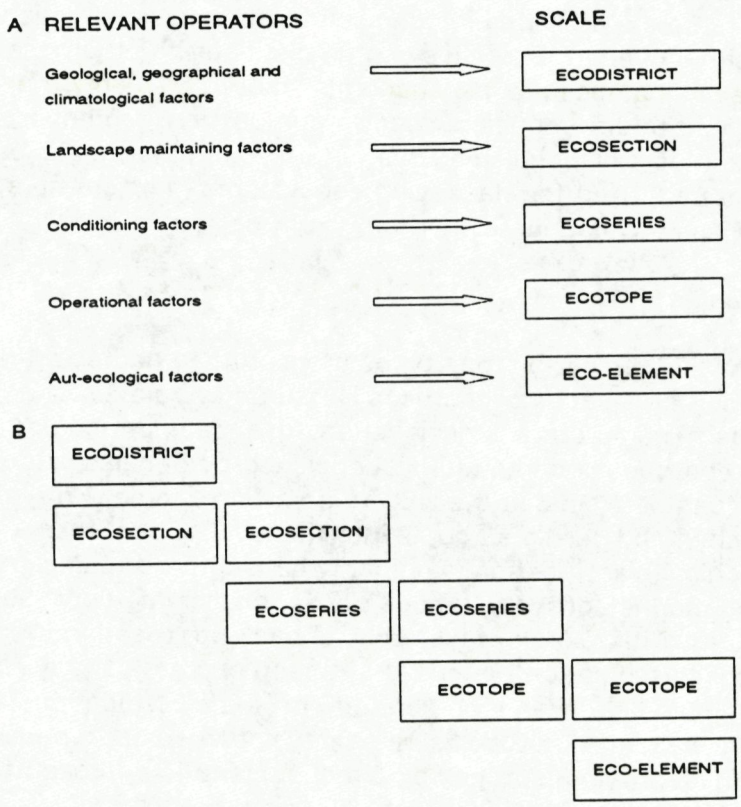


Fig. 3 Hierarchical Ecosystem Classification and relevant processes at different levels (based on Klijn & De Haes 1990).

Verdonschot et al. (1992) used the Hierarchical Ecosystem Classification for a typological approach of fresh-water ecosystems. Within this approach it is believed that discriminating distinct boundaries in the aquatic environment is impossible whereas certain combinations of species (communities) are believed to occur more frequent than others (Verdonschot 1990). These combinations should be identifiable by means of multivariate statistical methods. With respect to the multivariate analysis the response model must be linear or unimodal. This condition is best achieved on species level.

When higher taxonomical units are used, response curves with relatively wide amplitudes occur (Verdonschot 1990). Because spatial differentiation of ecosystems is well reflected in the benthic fauna, benthic species were focused on. The level of ecotopes was used for developping a typology for fresh-water ecosystems as distribution of flora and fauna is best described on this level. The ecosystems distinguished are called 'aquatic ecotope types'.
In order to distinguish ecotopes Verdonschot et al. (1992) analysed the so called master factors. Master factors are the most important biotic and/or abiotic parameters that determine ecological development. Compared to other ecosystem parameters, the influence of master factors on the physiology and functioning of organisms is great. They are conditional for species and above all determined by hydromorphological factors that are relevant on the level of ecoseries.
Master factors like substrata, salinity, zonation etc. determining species composition are described by an average and a range. Within the range of each master factor, boundaries for biota can be determined, which underline biotic differentiation. The ranges of the master factors are divided in so called feature classes, which, for typological reasons, show overlap. Ecotopes can be distinguished by these 'feature classes', in which species composition plays an important role as only those master factors are used that lead to differences in species compostion. Moreover, species composition is also used as a distinguishing characteristic in determining ecotopes. Because ecological data are used for classifying ecosystems ('bottom-up approach') the classification is ecologically well underpinned.

Discussion and conclusion

In the BIOMAR and ZNIEFF project biotope types are identified and classified in a traditional way extended by a series of matrices illustrating two axes of a multidimensional model. The stucture is designed in advance and modified for practical use. All ecosystems, ecotopes and habitats distinguished by Red lists, CORINE, BIOMAR, and ZNIEFF can be placed in the HEC to a certain degree. Within the HEC the ecosystems distinguished and classified come into the level of ecotopes and/or ecoseries. The hierarchical classification is primarily descriptive and designed for mapping and suveying marine ecosystems, and not for classifying ecosystems at different levels or scales. Due to lack of hierarchical back-up, the classifications are rather a list than a real classification. Relations between operational physical, chemical and biological factors have only been incorperated into the classification in broad outlines (matrices). At present a protocol is being developed so as to replace the subjective approach in identifying biotopes by a more scientific approach (Connor, pers.comm.). Future surveying will be facilitated by this protocol.

The method used by Verdonschot et al. (1992) for classifying eosystems is based on the HEC and focuses on the level of ecotopes as distribution of flora and fauna is best described at this level. The hierarchical classification is primarily analytical. Ecotopes are not described until statistically analysed ecological data and species composition reveal - in an ordinate diagramme - a collection of samples with corresponding species composition and environmental factor that effects species composition the most.
The advantage of the classification used by Verdonschot et al. (1992) is the use of theoretical well underpinned HEC and the more scientific approach of analysing data. By the use of these statistical techniques subjectivity has been taken out of ecosystem description and data from ecosystem studies are allowed to sort themselves. A disadvantage is the high number and quality of data needed for the analyses.

Both, the BIOMAR classification and the classification used by Verdonschot et al. (1992) seem to meet the demands for developing a practical classification for the marine ecosystem. The data used for distinguishing and describing ecosystems and the hierarchical level of study are more or less the same while available data of the Dutch coastal area can be applied in both classifications. Wintermans & Dankers (1995) compiled an overview in which:

- relevant biotic and abiotic ecosystem characteristics of benthic fauna of the Dutch coastal zone are reviewed that enable classification at the level of ecoseries and/or ecotopes.
- relevant biotic and abiotic ecosystem characteristics of fish fauna of the Dutch coastal zone are reviewed that enable classification at the level of ecotopes.
- the distribution of fish species in the Dutch coastal zone is described on the level of ecoseries.

3 TOWARDS AN ECOTOPE MAP OF THE WESTERN DUTCH WADDEN SEA

For management it is advantageous to divide the Dutch coastal area into distinct spatially limited units. These units must be identifiable and, per unit, the relation between the operational physical, chemical and biological characteristics must be unambiguous. Initially only the relevant physical data will be looked into. These data will be incorporated in a Geographical Information System (GIS) in order to create maps revealing areas with comparable or different abiotic characteristics. Subsequently, data on species distribution, density and composition will be incorporated to gain insight into the relations between abiotic characteristics and the species concerned. Depending on the quantity and quality of the available (a)biotic data statistical analyses can/will be executed to improve the insight into ecological relations.
Within the Hierarchical Ecosystem Classification (HEC) this approach will lead to a classification of units that come into the level of ecotopes and/or ecoseries as these levels are influenced by resp. operational factors that have a direct effect on species, and conditional factors that create the circumstances in which species live (indirect effect).

3.1 Selection of the parameters

Settlement, survival and species composition of an estuarine community is determined by a variety of abiotic and biotic parameters. Wintermans & Dankers (1995) determined the most important parameters for zoobenthos in a survey of the literature. In the intertidal, height in relation to mean tidal level is the most important parameter, because it determines the period of exposure and indirectly the availability of food, predation pressure and exposure to weather dynamics. Therefore, a bathymetric map should be the basis of an ecotope map for a coastal system containing a relatively large amount of intertidal. The bathymetry should be combined with information on the vertical tidal amplitude in order to determine exposure times. In the Wadden Sea, the tidal amplitude increases from west to east, and therefore the bathymetric map cannot be used on its own to show emersion times.
Another important parameter is sediment type. Median grain size and silt, clay or organic content determine sediment characteristics which are important for settlement and survival. The sediment types in a specific place are largely determined by a range of abiotic parameters (wave action, current speed, salinity gradients, water exchange, primary production etc.). Often these parameters are also important for organisms. The

sediment type therefore often is a parameter showing an integration of important parameters.
Dynamics of the sediment are largely determined by wave action in the intertidal and shallow subtidal. In the deeper regions, current speed determines sediment stability. For ecotope characterisation the maximum values are thought to be important. Also biological parameters are very important in determining sediment stability. For example, bioturbation by lugworms causes a continuous mixing of the top layer of the sediment. Currents also cause transport of nutrients, food particles and larvae produced elsewhere. Waves and currents cause mixing of water and replenish food to the benthic boundary layer where suspension feeders may be food-limited. For this aspect mean current speed and turbulence are the more important parameters. A parameter which might set limits for settlement and survival is salinity.
The highest level in the BIOMAR classification is also based on physical characteristics. Lower levels are distinguished by species groups or species present. Because of the high temporal variability and limited amount of available data, it has not yet been practical to incorporate species in the classification for the Wadden Sea. At present several large surveys are underway, which may enable to incorporate species in the future. In the follow up of this study towards a habitat map, biogenic structures such as eelgrass beds and mussel beds will be included. These ecotopes provide a habitat for a large number of species which may be rare elsewhere in the system.
All available information on the parameters mentioned above has been included in the maps. In the past, maps were produced where the legend and borders between units were chosen by specialists, based on their knowledge of habitat requirements of a limited number of species (Dijkema et al. 1989). The use of GIS provides the possibility to use different values for the legends depending on species, season or specific questions asked. The maps provided in this report show some of the basic data, and one example of an ecotope map based on depth and sediment type. All maps are plotted on a basis showing a selection of the depth contours.

3.2 Construction of the maps

The use of GIS - grids and vector maps

The data used in this project were obtained from digital files and transformed to maps by the ARC/INFO GIS programme.
The advantage in using digital maps is related to the ability of managing large amounts of geo-coded data. The overlay function enables the combination of many different information layers of one area. Assuming the maps are correct calculations, overlays and also updates are quickly carried out.
Applications and sub-programmes will be developed by which the use of ARC/INFO data will become more user-friendly (f.e. the 'Zeegras'-application or Habimap-application from RIKZ Haren; Ruiter 1995).

Generally, there are two possibilities to store geo-coded data: in grids and vector maps. A grid consists of a raster of rectangular, even-sized cells. Each cell is referenced by a row and column number. The location of these cells is defined by x and y coordinates of the gridsystem. The resolution of the grid is the relation between the cell size and the size of the corresponding area in reality. The bigger these cells the rougher the map-image. By saving the information of each cell, the grid file is than a comparable vector file. In a vector map points, lines (arcs) and polygons are defined by a set of coordinates (depending on the used coordinate system, x and y coordinates or longitude and latitude) and attributes are linked to these features.

In contrast to the lines and points in vector maps the grid cells are not able to retain the outline of a feature very well: a point is mapped as a single grid cell, a line as a number of neighbouring cells and an area as an agglomeration of grid cells. In vector maps the outlines and the proportions (f.e. in a pointmap) of the features are reproduced better. If the cells of a grid fit into each other (same coordinates, comparable size), making overlays will work better in a grid. With vector maps the problem occurs that the same lines in different maps will not lie exactly on the same place so that sliver polygons can arise. For modelling, the use of a grid is an advantage because it is possible to address each independent cell with a value or an attribute. Information collected from airborne and satellite scanners is most often processed and analyzed in a grid-cell structure.

ARC/INFO is a so called 'vector-GIS', which means that there are more possibilities to work with arcs and points than with grid cells. Other GIS programmes, e.g. ILWIS and IDRISI work mainly with raster data.

Construction of the maps

In order to map ecotopes in the western Wadden Sea, information from several sources was collected and brought into maps. Through the interpolation of point samples into a grid the whole area was filled in with information. For the calculation of a cell value a fixed number of measurement points within a given distance were chosen, and the mean of these values was taken as cell value.
Other parts of the data set were calculated by computer models and the map of the sedimentation/erosion was digitized from available maps based on soundings in different years .
The most recent data were used. Despite that, there is a great variety in the age of the data sets.
From the grids a selected number of lines was chosen, based on expert knowledge of the system. These lines cover were adapted 'by hand' into polygon covers. In connection with this overstanding, free-ending arcs were eliminated.
Because of the interpolation the grid-cells sometimes contained wrong values. Depending on the distance of the points the 'wrong' points were chosen to calculate the cellvalue. For example, depth contours sometimes cross creeks at right angles leading to wrong calculations for the grid cells in between. This results in a map showing a row of deep holes instead of a creek.
Another problem is the different sample density. The bases of the different maps (measurements, samples) were taken at different scales. The depth measurements have a lot of measurements per square kilometer, whereas the sediment samplings have one sample-point per square kilometer (in tidal channels two).
Changing the grid map into a depth map with contour lines was done with the aid of the original soundings, aerial photographs, local knowledge and common sense. These lines may sometimes be based on subjective judgements. For the sediment maps no subjective manipulations were carried out. The results indicate that this will be necessary, but by doing so subjective elements will be introduced. Other information which is often based on even less regularly spaced samples, increases the subjectivity of the final map.

3.2.1 The bathymetric map

The bathymetric map originated from the most recent soundings in the Wadden Sea during the period 1991-1993 (Zeegat van Texel 1991, Eierlandse Gat 1991/93, Zeegat van het Vlie 1992, western part of Borndiep 1993; fig. 4).

The accuracy of the soundings is 10-15 cm. The depth values are put into a point map ('lodingskaarten') on a scale of 1:10,000. Through interpolation a grid (cell size 25 by 25 m) was made out of this point map and the whole area was covered with bathymetric information.
This grid has been filtered: the means of the adjacent grid cells were calculated and filled into a new grid. So, the sometimes occuring large differences between the cells were diminished, with the effect that the vector map was less angular and less strange arcs occured. Each depth contour was calculated individually from the grid. After correcting the arcs on the basis of the 'original' bathymetric maps ('lodingskaarten') with the point values, polygon maps were made and combined into one cover. Polygons with an area smaller than 100 square meter were eliminated. All the contour lines were also put into one line cover.
The sites without recent depth data (no measurements) remained as 'white spots'. These white spots may be filled in on the base of older bathymetric maps or by connecting surrounding arcs.
The MHW-line is not taken from recent depth data. It is an older line with the consequence that it does not fit with the outlines of the recent higher flats. The MHW-line is taken to be the borderline between land and water.
The bathymetric map is thought as the basemap of all ecotope maps. It shows the morphology of the western Wadden Sea with the division into tidal flats, subtidal areas and tidal channels. The bathymetric map should be the basis for the calculation of emersion times of the tidal flats. The production of a map with emersion times for the whole area is difficult because of the increasing tidal range from western to the eastern direction (1.3-1.8 m). A map with co-tidal lines is available, but a straight-forward calculation did not produce a map with a smooth gradient from west to east. In the follow-up of the project this will be improved. As has been mentioned before, emersion times are very important for distribution and abundance of organisms. In table 2 the emersion times at different stations are listed for different levels.

The bathymetric map contains the following depth lines: a line at 20 cm intervals between +120 cm NAP and -100 cm NAP plus the -90 cm-line as the mean MLW of the western Wadden Sea; between -100 cm and -1,000 cm every meter a line; and between -1,000 and -5,000 cm NAP every 5 meters a line. In the zone between 120 and -100 cm the main diversity in factors determining ecotopes is found, which calls for denser information about the depth here. Below -100 cm NAP, in the sublittoral, a rougher depth information is acceptable. Subtidal flats and tidal channels will be well represented with bathymetric lines every 50 cm, 100 cm and 5 m.
In the base for all other maps, not all depth contours will be printed. The following were chosen (in cm ±NAP): +60, +20, 0(NAP), -20, -60, -90(MLW), -200, -300, -500, -1,000, -4,000.

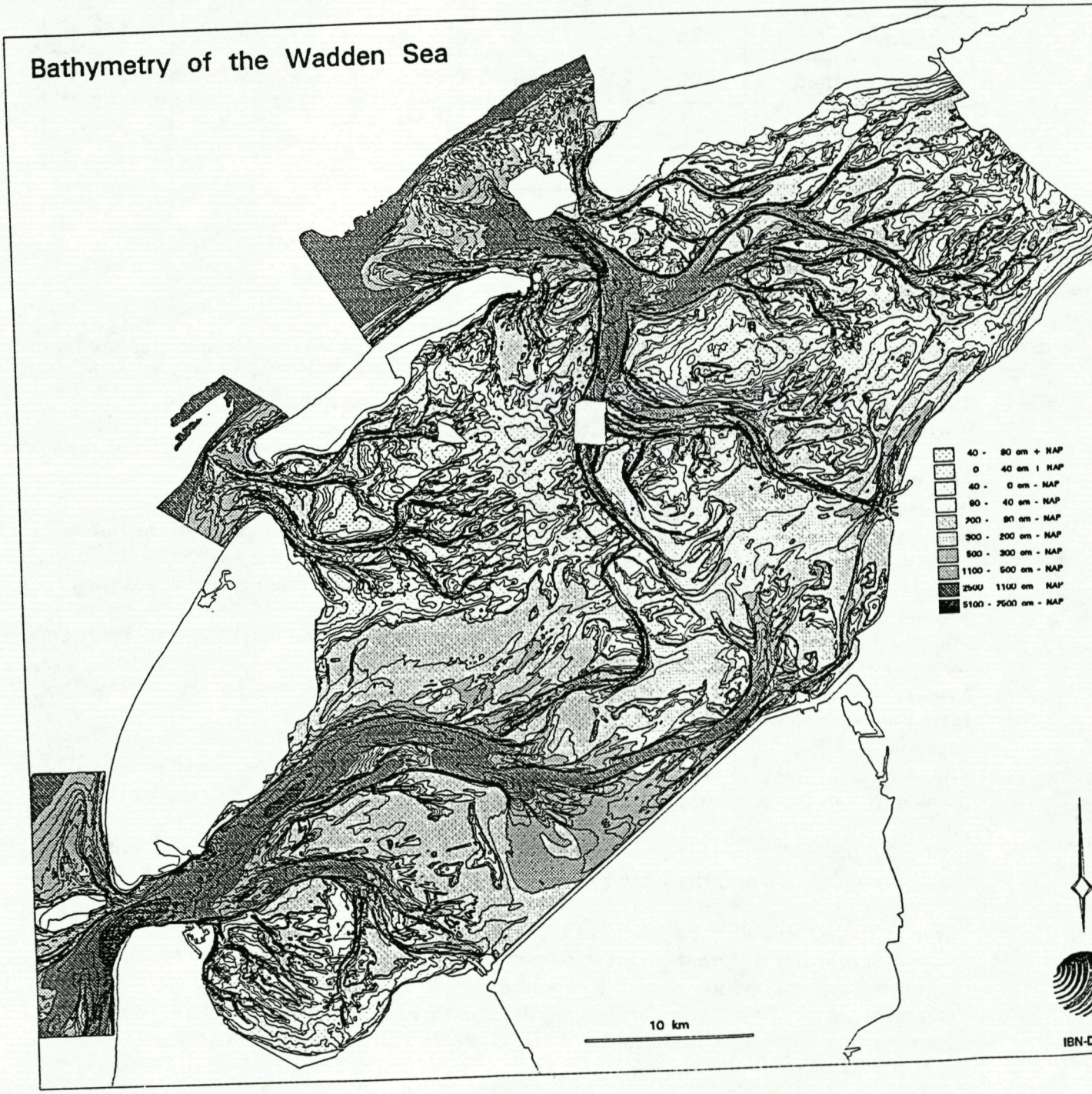


Fig. 4 Bathymetry of the Wadden Sea. Isolines as indicated in the text.

Table 2. Emersion times for different levels relative to NAP (Dutch Ordnance Level) in cm (data based on tidal curves of Rijkswaterstaat Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Rijkswaterstaat Meet- en Adviesdienst, Delfzijl, 1972-1976)

Station	0%	25%	50%	67%	100%	tidal range
Den Helder	-82	-53	10	40	54	136
Oudeschild	-79	-40	10	30	59	138
Den Oever	-88	-46	14	40	66	154
Kornwerderzand	-90	-50	6	44	82	172
Harlingen	-94	-56	5	48	88	182
Vlieland Harbour	-105	-60	NAP	36	77	182
Terschelling	-104	-60	NAP	34	76	180

3.2.2 Sediment maps

The sediment maps are based on sediment samples over the whole Wadden Sea area with at least one sample point per square kilometer. Sediment sampling took place in 1992/93 by Rijkswaterstaat. The samples were analysed for their complete grain-size distributions by Geosea Consulting Ltd UK, using a Malvern 2600L laser particle size analyser. With the use of the interpolation method (three points within a search distance of 1,000 m) a grid was created with a cell size of 25 by 25 m.
It is important to note that the sediment maps were not mapped in the field. The boundaries originate from an interpolation and and do not necessarily match the natural boundaries of the sediment types. When overlaying the sediment map with the bathymetric map, it is obvious that problems of 'wrong' interpolations occur. Also the circular outlines of some sediment patches confirm these 'mistakes'. These sediment maps should be adjusted by hand on the base of the bathymetric map (f.e. creek bottom → higher current velocities → coarser grain size) and common-sense interpretation. In the follow-up of the project the use of statistical techniques in combination with GIS will be tested in order to facilitate this process.

The sediment type with its solidity, grain size and water content determines which organisms can consolidate and feed (building of tubes, rooting of plants etc.) at that place.
Indirectly, the sediment map shows the places with calmer and rougher conditions since the water velocities and the waves determine the composition of the sediment.

Three different sediment maps were made:
* *mud-content* (fig. 5): mud has in this content a grain size less than 4 micrometer. The boundaries are mud contents of 1.5, 5 and 8%.
* *silt-content*: silt has in this content a grain size lower than 63 micrometer. The boundaries lie between silt contents of 10, 50 and 90%. This map is incorporated into the 'Ecotope Map' (fig. 11).
* *median grain size* (fig. 6): the median diameter (of the grains) of the whole fraction.

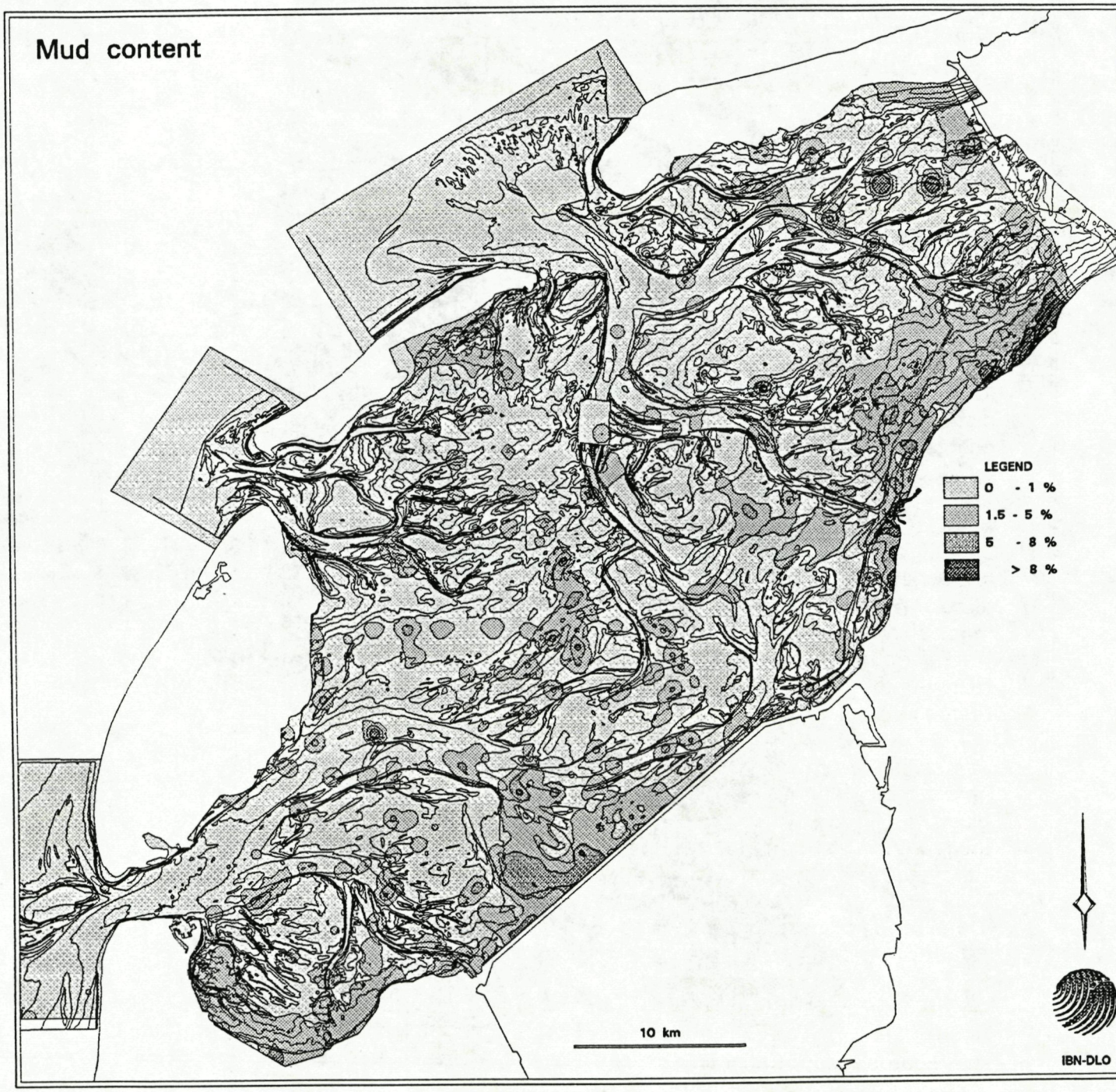


Fig. 5 Mud content, based on one sample per km^2.

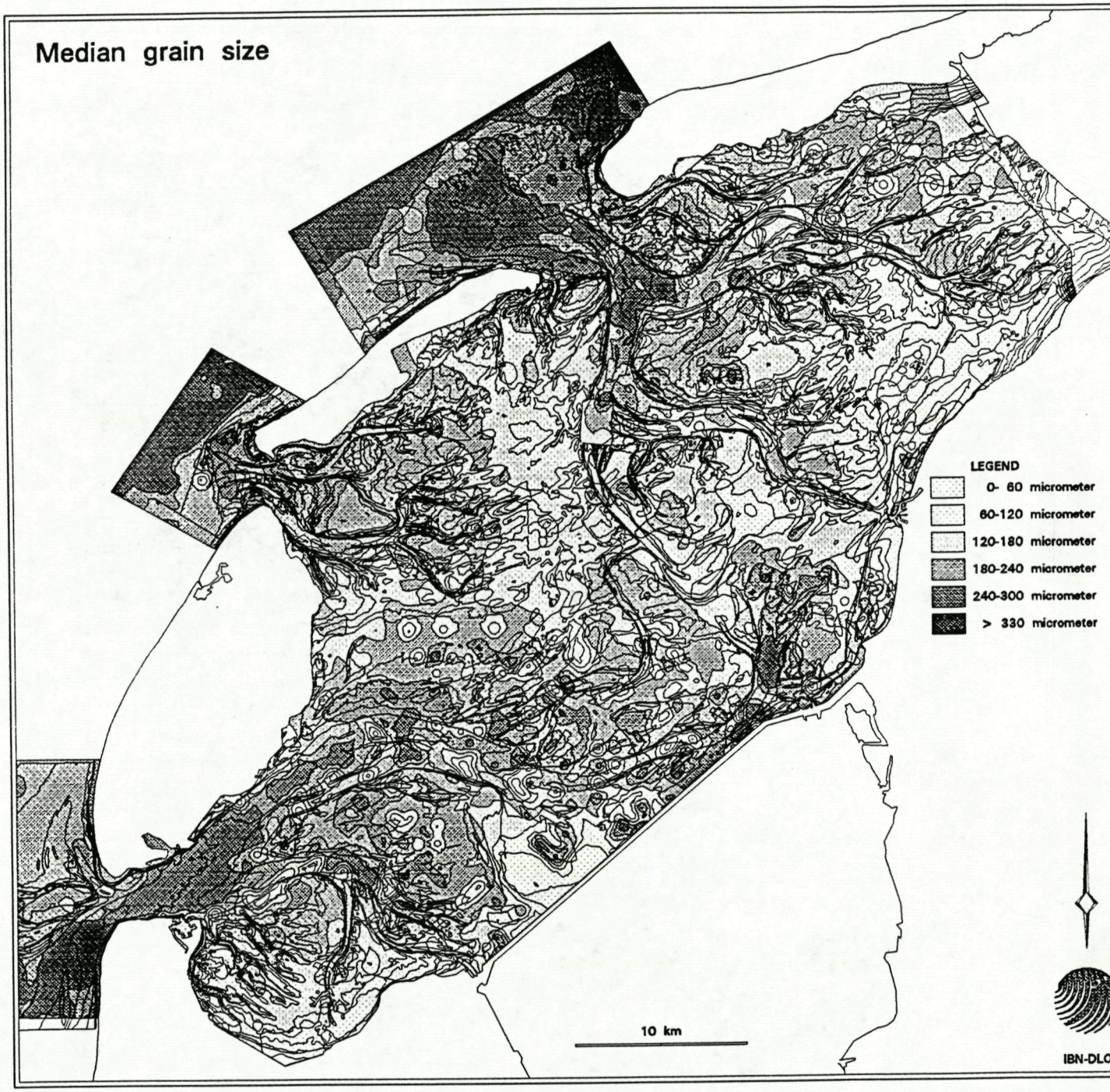


Fig. 6 Median grain size, based on one sample per km^2.

The boundaries between the median grain sizes were drawn at 60, 120, 180, 240 and 300 micrometer. So, also the coarser grain sizes can be divided up.

For choosing the boundaries, among others the classifications of Beukema and Sindowsky were used (table 3 and 4).

Table 3. Sediment classification (after Beukema 1976).

% clay (<2microm)	< 1.5%	1.5-5.0%	>5%
Sediment type	sandy	mixed	silty

Table 4. Sediment classification (after Sindowsky 1973).

Sediment type	Grain-size distribution		
	% clay (<2 microm)	% silt (2-63 microm)	%sand (>63 microm)
Sand	0-5	0-10	100-90
Muddy sand	5-8	10-50	95-42
Mud	8-75	50-92	92-0

3.2.3 Sedimentation-erosion map

The sedimentation/erosion data were digitized from Glim et al. 1987, 1988a,b, for the period 1976-82, 1975/76-80/82, and 1977-83. The data were obtained by comparing the bathymetric maps of the years concerned.

The whole area is mapped, but the main areas are the inner parts of the tidal inlets of the Marsdiep, Eierlandsche Gat and the 'Zeegat van het Vlie'. The contours are based on the bathymetric maps of the years concerned. In order to keep out earlier influences on the sedimentation/erosion (f.e. the closing of the former Zuiderzee) the most recent period (6-8 years) was taken and not the whole study period. To make these maps, a grid with a cell size of 1 km^2 was laid over the whole area. The cells were divided up into 16 sub-areas. The annual sedimentation/erosion was calculated by dividing the values through the number of years/months between the two measurements.

The sedimentation/erosion map aims at quantifying the amount of sedimentation and erosion on distinct places, especially in the tidal channels and the tidal inlets. So, high-energy areas and low-energy areas can be detected. The mobility of the substrate determines which organisms are able to settle and survive in this places. The map is available in GIS and not reproduced in this report.

3.2.4 Map of wave action

Wave action is presented as the root-mean square value of the maximum near bottom orbital velocities in m/s under storm conditions. The mean maximal orbital velocities were calculated with the wave model HISWA. The actual tide used for the calculations

were the same as used for the current velocities (3.2.5). The starting point of these calculations is a wave at the North Sea with a height of 4 m and a period of 8 s. The wind comes from the North-West with a velocity of 15 m/s. Orbital velocities by wave action were calculated for different water levels: +2, +1, 0 and -0.5m NAP. For each grid cell (500 m^2) the maximum velocity from the different calculations was selected. The calculation for the +2 m NAP water level gave the highest values. Other calculations gave only some higher values at the edges of the tidal flats. As it was difficult to put the maximum values from the different calculations on one map, only the results of the +2 m were mapped. Fig. 7 shows the results during ebb; fig. 8 during flood.
The orbital velocities under these conditions show the friction of waves at the bottom at different places as tidal flats and tidal channels. If these frictions are high, they will scour at the bottom and influence the settlements of organisms. Average wave action over a longer period of time may be resposinble for height of tidal flats, sediment composition and growth of organisms. Maxima during storms are thought to be responsible for survival and succes of settlement. Therefore it must be considered as one of the most important parameters in an ecotope map.

3.2.5 Map of current velocity

With the WADPLUS model, current velocities for extreme conditions were calculated. This model calculates the mean current velocities in the vertical in a grid of 500 by 500 m^2. The simulations are based on the tides of 13-15 February 1989. The maximum change in tidal level near Harlingen amounted to 2.80 m for the flood tide and 3.30 m for the ebb tide. For each grid cell the maximum occuring current velocity during these tides is presented. The maps are available in GIS.
The current velocity is calculated in m/s. High velocities will scour the sediment and influence the settlement and survival of organisms. The same as has been said in the section on wave action under storm conditions applies here.

3.2.6 Salinity

A map of the twelve compartments of the ECOWASP model was made and filled in with the results of the model calculations. The calculations comprehend four years (1988 until 1992) and were divided into a summer and a winter situation. The chloride content is calculated in g/l. The salinity can be calculated from the chloride content. It determines the survival of organisms. The winter situation is presented in fig. 9.

3.2.7 Water exchange

Also these data were calculated with the ECOWASP model and filled in the map of the twelve compartments. These calculations were done under median conditions. The exchanges of the two main water sources, the North Sea and the IJsselmeer, were calculated for each compartment. The exchange rate (expressed in number of days) is the characteristic time after which 63% of the final concentration of ,respectively, IJsselmeer or North Sea water is reached. This final value is given for each compartment. Adding up the final values for North Sea water and IJsselmeer water not always 100% is reached, because the exchange time in the model is limited to a fixed number of days. The exchange map gives some indication of the 'food' quality of the water mass. In areas with low exchange, food may be depleted, and occurence and density of organisms may be influenced by food. Therefore, it is an important habitat characteristic for some species and should be taken up in an ecotope map.

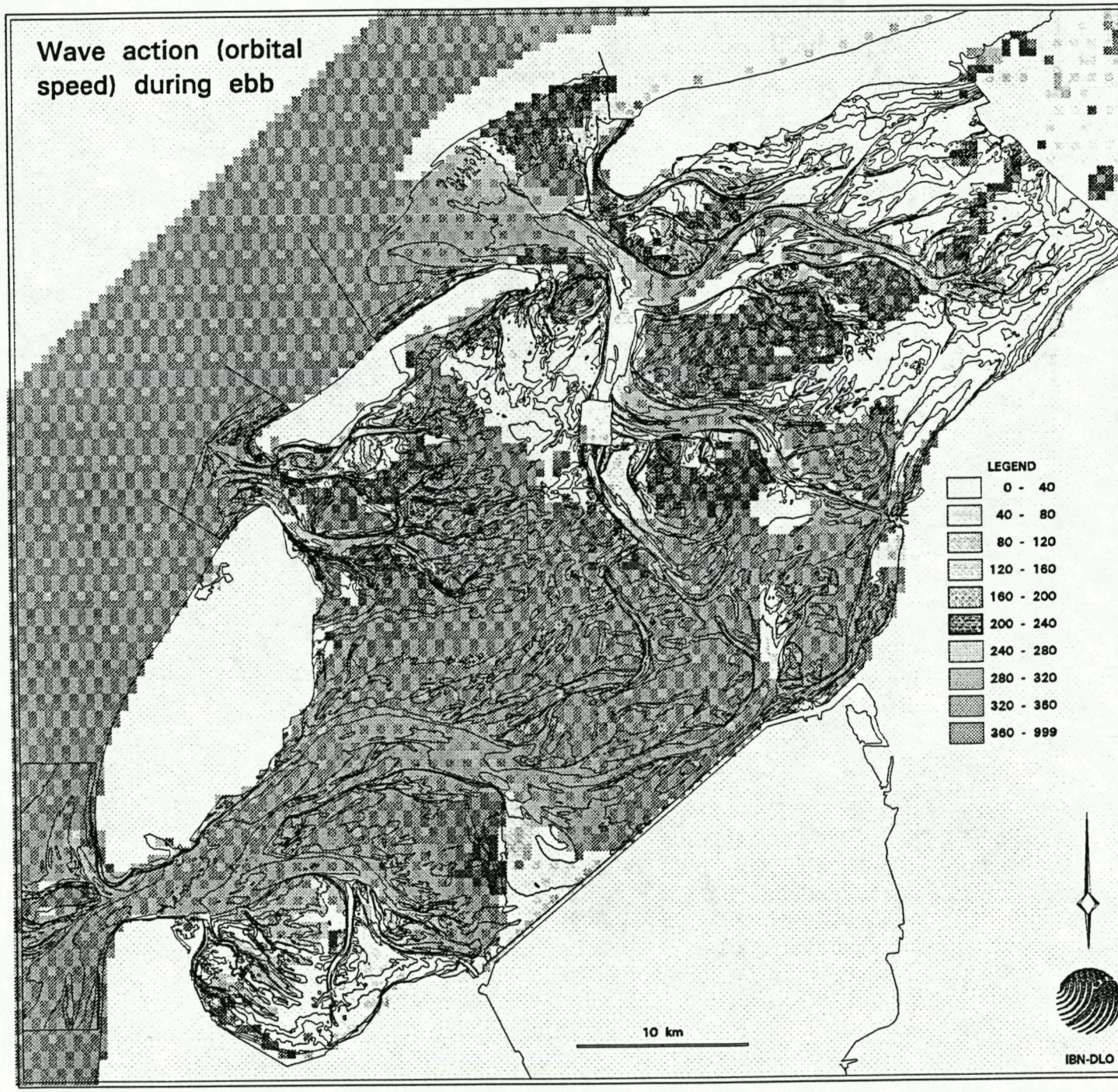


Fig. 7 Wave action during storm and outgoing current.

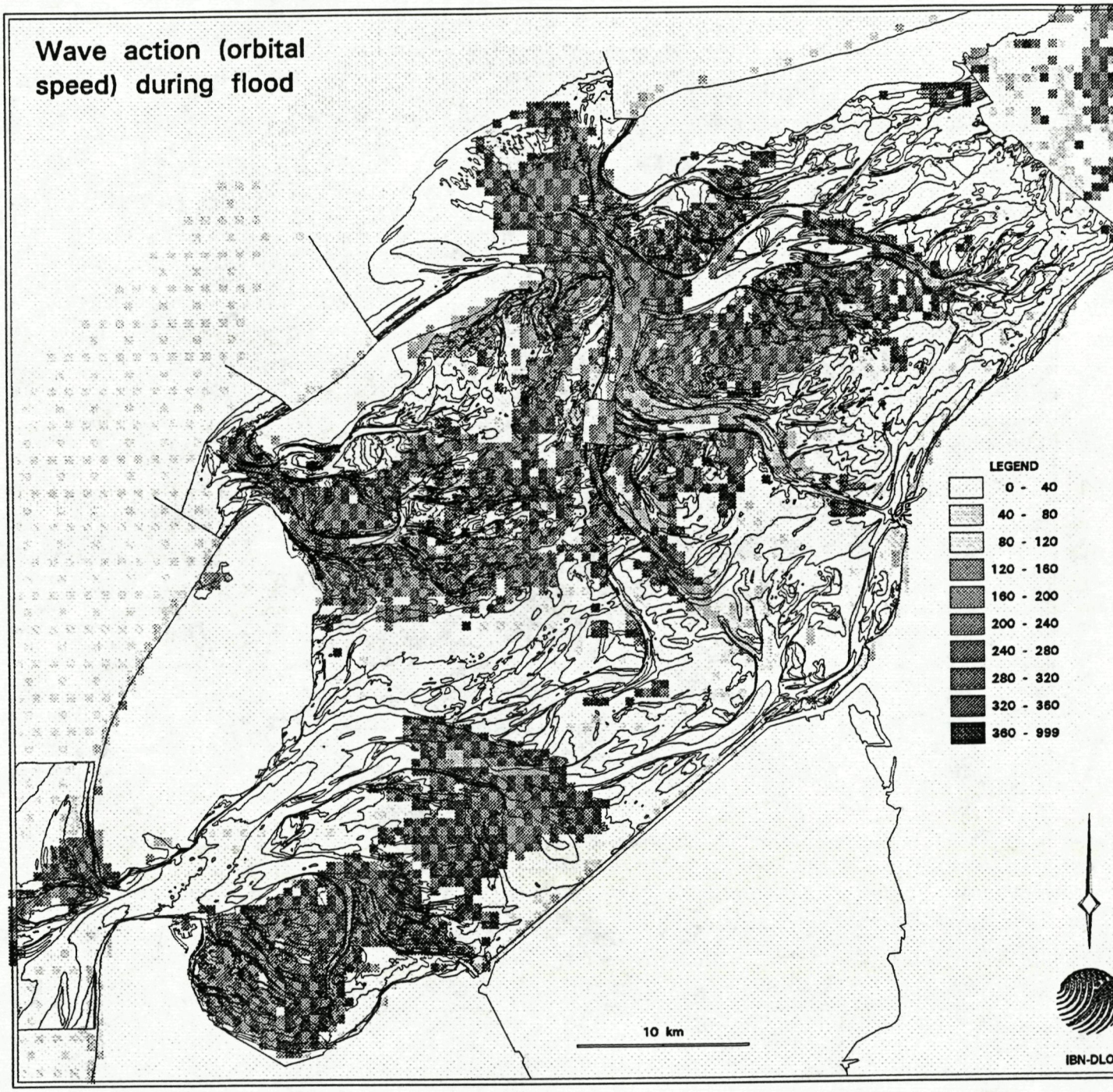


Fig. 8 Wave action during storm and ingoing current.

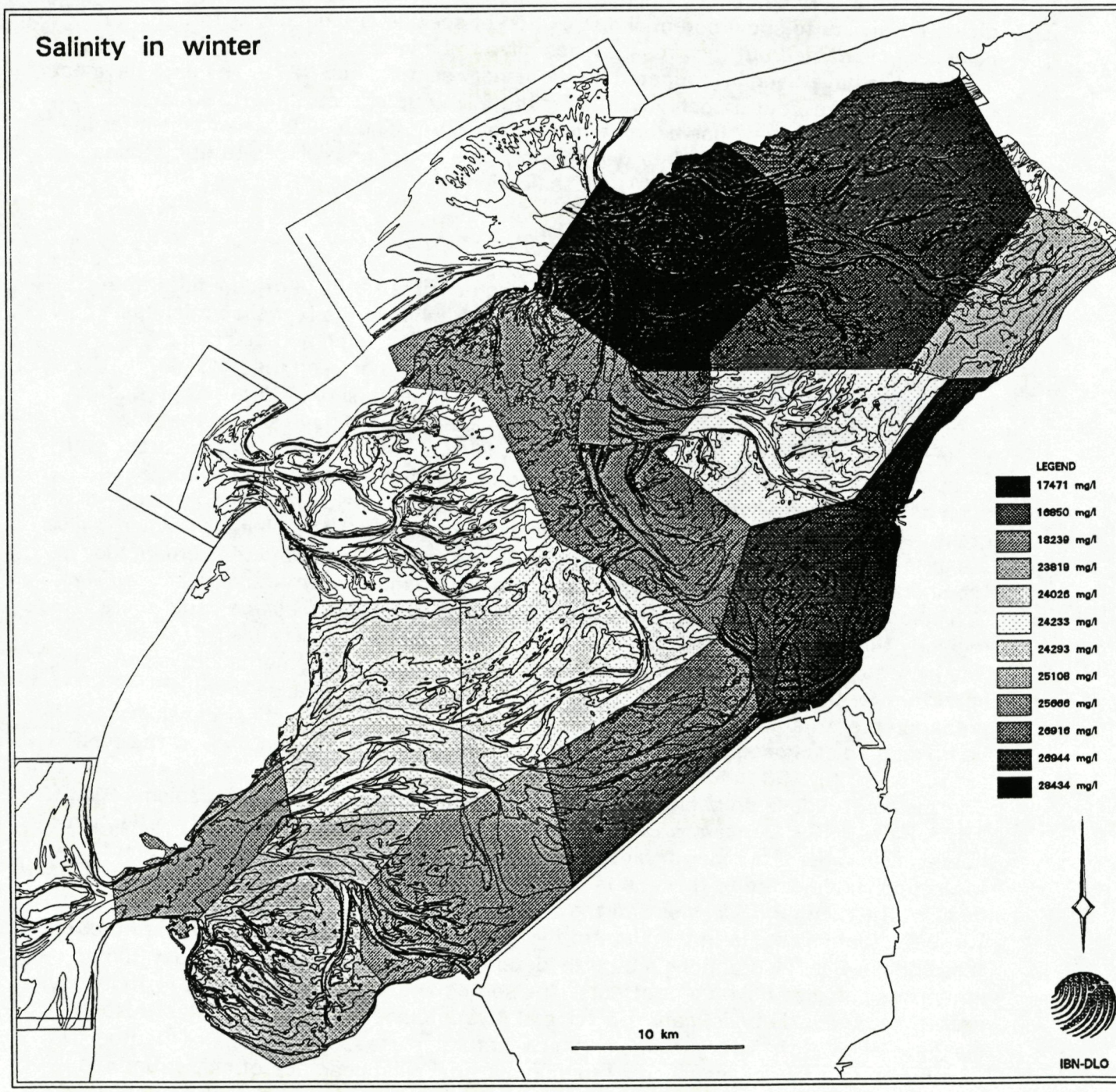


Fig. 9 Salinity in winter according to Ecowasp Ecosystem Model.

3.2.8 Biological information in the maps

Benthos-map

The benthos data of Beukema will in future be available for inclusion. They were collected in the period 1970-1972. The number of species per sample location (1 km-transect) and occasionally the ash-free dry weight per m^2 (ADW) are available. The data are limited to 45 transects. In 1987 the transects were sampled again. The results will be available in 1997. The data can be plotted as pie charts or histograms in the maps. But this is not very usefull. Calculation of correlation with important physical factors will give a possibility to show potential distribution of species or biomass. Before this calculation is carried out the present maps have to be improved.
Cockle beds have been investigated by the fishery sector since 1979. The data have not been available yet, but probably will be for the follow-up phase. Since 1990 an extensive cockle survey has been carried out by RIVO. The results are available for the follow up. Inclusion of these data will possibly give better possibilities to fit biotopes into the lower levels of the BIOMAR classification.

Tidal flats and their biota

The area west of the tidal divide of Terschelling consists for 50% of tidal flats; the Eyerlandse Gat tidal basin contains 80% intertidal, while in the Marsdiep tidal basin only 20% falls dry at low tide. Dijkema et al. (1989) have described and mapped the different types of tidal flats. There is a clear relationship between the physical, geomorphological and sedimentological aspects and the density of different groups of organisms. Beukema (1976) and Dankers & Beukema (1981) have shown that the highest biomass and the highest number of species per surface unit occur in areas with an average time of submergence and an average sediment composition. Filter feeders such as the mussel *Mytilus*, the cockle *Cerastoderma* and *Mya arenaria* only occur in great densities (up to more than 1000 g fresh weight per m^2) at a high level where they are at least 50% of the time under water. Above that level, the time of submergence is too short for optimum growth. Deposit feeders such as lug worm *Arenicola*, *Corophium*, *Scoloplos*, *Macoma balthica*, *Heteromastus*, *Pygospio* and *Scrobicularia* occur more regularly throughout the whole intertidal area.
The highest parts of the intertidal area (more than 67% time of emergence) are important for the juveniles of a number of species, probably because there, the predation pressure of fish, shrimp, etc. is strongly reduced. The highest density of benthic organisms occurs in areas that are clear of water for 25 and 60% of the time (Beukema 1976, 1981).
The sediment type is probably not of direct importance to most of the organisms (Wolff 1973, Reise 1979, Dankers & Beukema 1981). Since the sediment type is a reflection however, of a great number of factors such as current velocity, wave energy and the food supply connected to these, it is possible to find good correlations between the density of a number of species and the type of sediment.
Large fluctuations occur in the biota of the tidal flats due to the dynamical character of the Wadden Sea. Fluctuations are partly determined by natural processes, but human influences can also have great effects. The settlement and development of high-density mussel beds, cockle beds, *Lanice* fields and *Mya arenaria* has natural causes. Also the disappearance of these organisms can have natural causes, such as age or weather conditions. In a few cases, such as the almost total disappearance of old, structured mussel beds and old cockle beds, the cause must be attributed to human activities.
Due to the lack of quantitative information on the period before 1970, it is not possible

to describe distribution and abundance of the different species of benthic fauna in the Dutch Wadden Sea before 1970. It seems, from German research, that the number of species remained the same over a period of sixty years, but a shift has occurred from shell fish to worms. The changes have mostly been caused by human activities.
Quantitative information concerning the macro fauna of the Balgzand tidal flats in the Dutch Wadden Sea is available since 1970. This information indicates that the density of the maco fauna has increased since then. However, there are indications that the density on the flats was relatively low around 1970 (Van der Veer 1989).
Because intertidal mussel beds can clearly be seen, estimates concerning their extent are available over a longer period of time. The large fluctuations are shown in table 5. The table shows that the mussel density on the tidal flats has fluctuated between 6 and 180 million kg. Natural causes are partly responsible for this but a great deal of the fluctuations is caused by fishing.

Table 5. Mussel biomasses on tidal flats in the Wadden Sea (from Dankers & Koelemaij 1989).

Year	Western Wadden Sea x 10^6 kg	Eastern Wadden Sea x 10^6 kg
1949	16	
1955		45
1961		180
1971	7	142
1977	24	
1978	17	50
1987	1	5.5

Although mussel beds repeatedly arise and disappear again, it is clear that they usually come to lie again in the same place (fig. 10). If seed mussels fall on the remains of old beds, relatively stable beds are formed that are able to withstand storms. In years with a good spat fall, mussel beds also form on sandy bottoms when suitable substrate is available. A small part of these beds grows into structured old beds with mussels of different age classes. These beds have to be included in the next phase of the project.

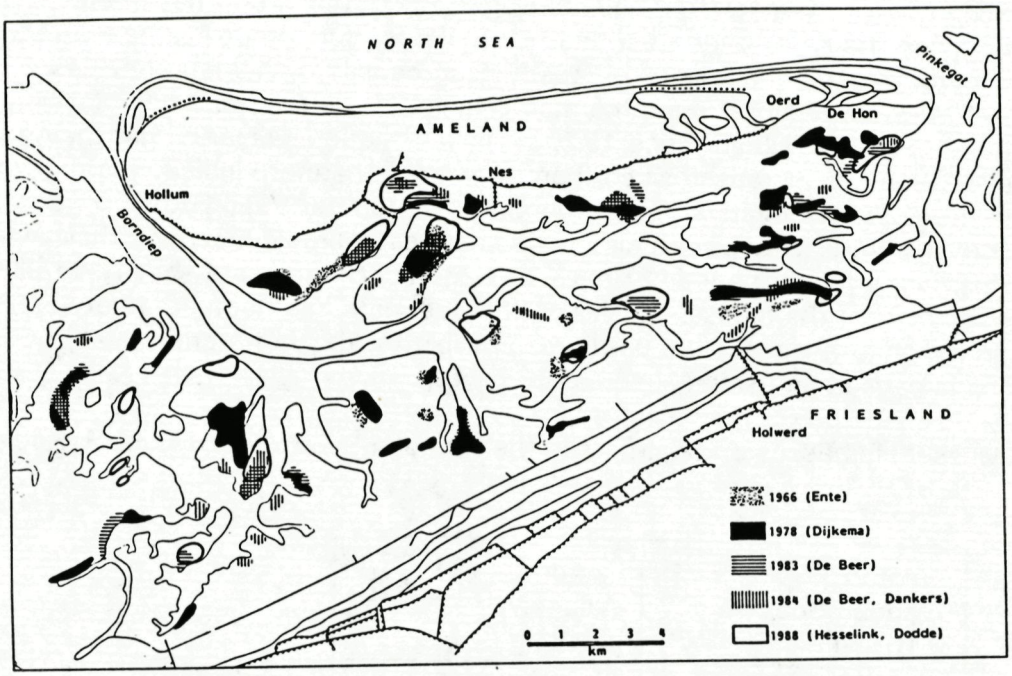


Figure 10. Mussel beds under Ameland between 1966 and 1988 (Dankers & Koelemaij 1989).

Seagrass fields

In the past, two species of seagrass occurred on an extensive scale in the western Wadden Sea. The eel grass (*Zostera marina*) covered more than 15,000 ha in the sublittoral. These very characteristic and densely overgrown fields provided a habitat for a number of rare species of fish. Due to a disease, they completely disappeared in 1932. A small narrow-leafed form of the eel grass and another species, the minor seagrass (*Zostera noltii*), occurred on the tidal flats of the Wadden Sea. Since 1965, the surface area covered by these species has largely decreased (Polderman & Den Hartog 1975).
Extensive literature on the decline and present status of the seagrass is available. This has been summarized by De Jong & De Jonge (1989) in the ecoprofile 'seagrasses'.

Prognosis for the sublittoral seagrass. It is not quite clear whether sublittoral colonies of eel grass will be able to return to the Wadden Sea. The present circumstances in the Wadden Sea are possibly no longer suitable for this species. This is a slightly controversial subject (Dankers 1989, De Jong & De Jonge 1989). At the moment, research is being done to see if *Zostera marina* will grow under Wadden Sea conditions and if it can survive in the sublittoral.

Prognosis for the littoral seagrass. Research is also being done on the seagrass of the tidal flats. There has been an attempt to indicate which locations are potentially suitable for seagrass development (Philippart et al. 1992). The possibilities for this sort calculations have now greatly improved with the availability of GIS and will be pursued in the following phase of the project

3.3 An example of an ecotope map

Different information layers (maps) can be combined with an overlay procedure, which means that all the maps are put into one map containing the attributes from all the original layers. The information of the map features is stored in dBase-files (PC ARC/INFO), so reselections with arithmetic and logical expressions can easyily be made. Combining different maps, new polygons originate as the sectional planes from the former polygons. Also sliver polygons appear since the same lines of the different maps will not lie at the same place. In the final stages of the process these have to be removed by hand if they are not relevant.

The proceedings when making a **habitat** map of an 'example species' are slightly different: selections (by arithmetic and logical expressions) of the combined data set are made, based on the requirements and habitat characteristics of the species. Interpretation and analyzing, and often also weighing of different information is necessary. Examples for this procedure are given by Ruiter (1995). In the follow up of this project the ecotope map will be used in this way.

The most simple ecotope map (fig. 11) for the Wadden Sea based on the BIOMAR classification is based on a combination of emersion time or depth and sediment characteristics. The area is in intertidal, shallow subtidal and deep subtidal. The intertidal is further subdivided into high, medium and low tidal flats. Because no good map for emersion times was available, the division was made on the basis of contour lines in relation to NAP. This means that in the more western part emersion time will be less for the high parts and more for the low flats, when compared to an area with the same colour more to the east.

The borders between the different levels were set at:

high intertidal:	between MHW and +20 cm
medium intertidal:	between +20 cm and -20 cm
low intertidal:	between -20 cm and -90 cm
shallow subtidal:	between -90 cm and -300 cm
deep subtidal:	deeper than -300 cm

Within each region the sediment is characterised according to silt content with class boundaries 0-10% (sand), 10-50% (mixed), and 50-90% (mud).
When all classes are present, the resulting map contains 15 colours.

The next step in the BIOMAR approach is the addition of information on the occurence of organisms. Organisms like *Arenicola*, *Cerastoderma*, etc. occur in a range of habitats and could not be used in the classification of ecotopes. Only some organism groups, for example mussel beds, seagrass fields, macro-algae and possibly dense cockle or *Lanice* beds should be mapped in the ecotope map, as this information is independent of the 'higher levels' in the classification.
Because of the possibly large influence of Arenicola on the settlement of other organisms it would be advantageous to include Arenicola densities in the final map.

Furthermore, distinct geomorphological characteristics such as cliffs, mega-ripples, shell clay or peat layers, gravel, stones, dikes or revetments etc. should be added. This information can be mapped on the basis of field work or with use of remote sensing (satellite, airborne, sonar) techniques. This procedure was also followed by Dijkema (1989) when preparing the map of the international Wadden Sea.

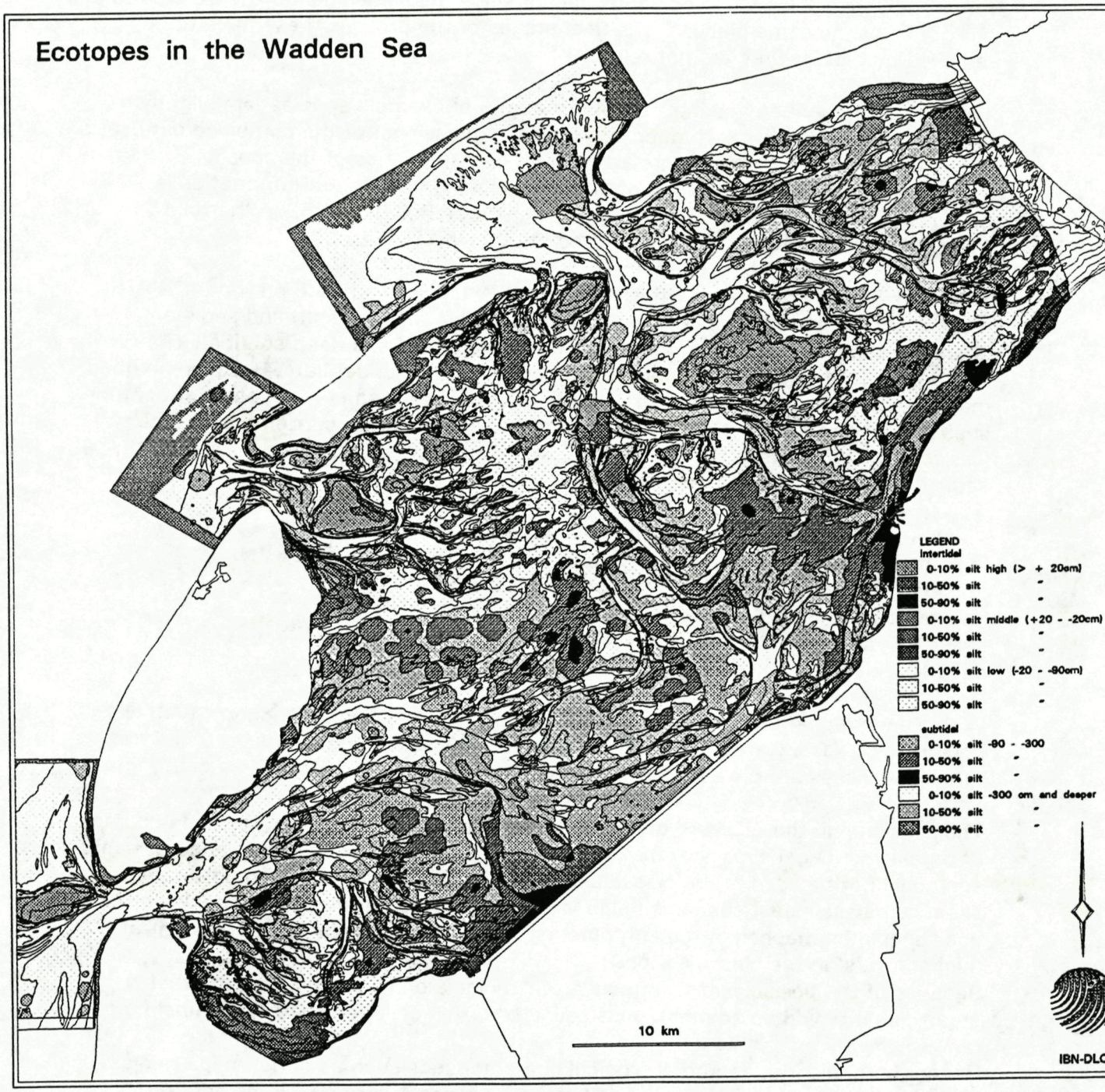


Fig. 10 Ecotopes of the Wadden Sea, based on level and silt content.

4 DISCUSSION AND CONCLUSIONS

During the setup of this project a number of related projects were started (Herman et al. 1996, Hartgers et al. 1996, Veer 1996). The results should be incorporated into the attempts to distinguish ecotopes.
Herman et al. (1996) studied physical parameters (current, mixing, etc.) on micro-scale in order to find relevant parameters which might influence food supply and therefore succes of settlement and survival. Food supply on micro-scale could not explain the distribution and abundance of the macrofauna. It was concluded that other factors were more important. Sediment stability and predation were not studied in this project.
Hartgers et al. (1996) found clear clusters of fish surveys. The assemblages that could be distinguished were related to depth and distance from coast. For inclusion into the ecotope classification and mapping of the Wadden Sea in accordance to BIOMAR, the assemblages did not improve or detail the classification based on morphological and physical characteristics. For the classification of North Sea ecotopes the fish asssemblages may play a more important role in subdividing ecotopes. Van der Veer (1996) studied fish distribution and growth in three distinct parts (tidal flats, subtidal regions, tidal channels) which might be considered ecosections. He concluded that distribution of fish groups (resident, non-spawning, nursery type and seasonal visitors) was mainly related to the distribution of their food organisms. Because at these places food was not limiting, he concluded that presence and abundance is determined by other factors than food, such as hiding sites, shells, disturbance of eggs, etc. The ecotopes where these fish occur should therefore contain these specific habitat characteristics. Ecotope mapping on the scale as we have practised, in general is not sufficient to explain distribution and abundance of the fish fauna. Only distribution of one species of just settled fish of the nursery group (plaice) was related to sediment characteristics.These juveniles occured on the intertidal flats.

Because only in some cases, samples were taken in which a large range of relevant parameters was measured, it proved difficult to use the 'Verdonschot' method for the destinction of ecotopes. The method might be used, taking the different maps as basis for the parameters which were not collected, but the present maps contain too much subjective information to be used for this approach. For the present state of knowledge, it seems wise to base the ecotope map on morphological and physical characteristics. The next step will be to include distinctive geomorphological and biogenic features as mentioned. Distributions of organisms or species groups (for example as determined by Hartgers et al. 1996) based on surveys of limited areas, will be used to develop maps presenting potential distributions of these organisms.

5 LITERATURE

Baretta-Bekker, J.G., E.K. Duursma & B.R. Kuipers (eds.) 1992. Encyclopedia of Marine Sciences. Springer-Verlag. Berlijn-Heidelberg.

Begon, M. 1985. A general theory of life-history variation. In: R.M. Sibly & R.H. Smith (eds.), Behavioural ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford; 91-97.

Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 945 p.

Beukema, J.J. 1976. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10, 2: 236-261.

Beukema, J.J. 1981. Quantitative data on the benthos of the Wadden Sea proper. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (ed.), Invertebrates of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam; 134-142.

Beukema, J.J. 1989. Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 43: 405-415.

Cadée, N. 1994. TYPOS, Typologie van estuariene systemen. Geografische referenties voor het Schelde-estuarium. Eindrapport. RIKZ, Middelburg.

Connor, D. 1994. The development of a biotope classification in Great Britain and Ireland - principals and structure of the classification. In: K. Hiscock (ed.), Classification of benthic marine biotpes of the north-east Atlantic. Proceedings of a BioMar-Life workshop in Cambridge. 16-18 November 1994. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Connor, D.W., T.O. Hill, M.C. Little & K.O. Northen 1995. Marine Nature Conservation Review: Intertidal biotope manual. Version 6.95. Joint Nature Conservation Committee Report 249. 63 p.

Coosen, J. 1995. Voorstel voor een natuurstreefbeeld van het Schelde-estuarium. 3de Concept. RIKZ Middelburg.

CORINE 1991. Corine biotopes manual. Methodology. A method to indentify and describe consistently sites of major importance for nature conservation. EUR. 12587/1EN. The design, complition and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community. EUR 13231 EN. Luxemburg.

Dankers, N. 1989. Het zeegras in de Waddenzee. Waarom verdween het, en kan het terugkomen. Waddenbulletin 1989: 120-123.

Dankers, N. & J.J. Beukema 1981. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (ed.), Invertebrates of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam; 69-103.

Dankers, N. & K. Koelemaij 1989. Variations in the mussel population of the Dutch Wadden Sea in relation to monitoring. Helgoländer Meeresunters. 43: 529-535.

Dankers, N. & W.J. Wolff 1994. Red list for species and habitats in the Dutch Wadden Sea. Internal Report. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Dauvin J.C. 1994. The development of the marine ZNIEFF (Zones Naturelles d' Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique) in France. In: K. Hiscock (ed.) Classification of benthic marine biotpes of the north-east Atlantic. Proceedings of a BioMar-Life workshop in Cambridge. 16-18 November 1994. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Dauvin J.C., G. Bellan, D. Bellan-Santini, A. Castric, P. Francour, F. Gentil, A. Girard, S. Gofas, C. Mahé, P. Noël & B. de Reviers 1993. Typologie des ZNIEFF-Mer, liste des parametres et des biocénoses de côtes françaises métropolitains, 1ere edition. Coll. Patrimoines Naturels. Secrétariat de la Faune et la Flore/MNHN, 12, 1-46.

Dauvin J.C., G. Bellan, D. Bellan-Santini, A. Castric, P. Comolet-Tirman, P. Francour, F. Genti, A. Girard, S. Gofas, C. Mahé, P. Noël & B. de Reviers B. 1994. Typologie des ZNIEFF-Mer, liste des parametres et des biocénoses de côtes francaises métropolitains, 2eme edition. Coll. Patrimoines Naturels. Secrétariat de la Faune et la Flore/MNHN, 12, 1-64.

Duel, H., B.P.M. Specken, W.D. Denneman & C. Kwakernaak 1995. The habitat evaluation procedure as a tool for ecological rehabilitation of wetlands. Water Science and Technology 31, 8: 387-391.

Dijkema, K.S., G. van Tienen & J.G. van Beek 1989. Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea 1:100,000. Research Institute for Nature Management, Texel/Veth Foundation, Leiden. 24 kaarten + 6 p.

Eertman, R.H.M. & A.C. Smaal, 1995. Habitatkarakterisering van de Nederlandse kustwateren. Rapport RIKZ 95-042. Middelburg.

Glim, G.W., G. Kool, M.F. Lieshout, M. de Boer et al. 1987. Erosie en sedimentatie in de binnendelta van het Zeegat van Texel 1932-1982. Rapp. ANWX-87.H201. Rijkswaterstaat, Directie Noord-Holland. 33 p. + bijl.

Glim, G.W., N. de Graaff, G. Kool, M.F. Lieshout, M. de Boer et al. 1988a. Erosie en sedimentatie in de binnendelta van het Zeegat van het Vlie 1933-1983. Rapp. ANWX-88.H204. Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. 32 p. + bijl.

Glim, G.W., G. Kool, M.F. Lieshout & M. de Boer 1988b. Erosie en sedimentatie in de binnendelta van het Eierlandse Gat 1934-1982. Rapp. ANWX-89.H202. Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. 31 p. + bijl.

Hartgers, E.M., P.D. de Jong, A.D. Rijnsdorp 1996. Spatial distribution of the North Sea fish assemblages with special reference to the coastal and estuarine waters of the Netherlands. BEON, in press.

Herman, P., M. de Vries, P. Thoolen, M. Vonk, A. Baart, J. Boon 1996. BEON habitat project: MICRO-MACRO. BEON, in press.

Hill, T. 1994. Practical application of the biotope classification: nature conservation and site selection. In: K. Hiscock (ed.), Classification of benthic marine biotpes of the north-east Atlantic. Proceedings of a BioMar-Life workshop in Cambridge. 16-18 November 1994. Peterborough.

Hiscock, K. 1994. Objectives and application of a classification of marine benthic biotopes. Objectives of the workshop. In: K. Hiscock (ed.), Classification of benthic marine biotpes of the north-east Atlantic. Proceedings of a BioMar-Life workshop in Cambridge. 16-18 November 1994. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Huijs, S.W.E. 1995. Geomorfologische ontwikkeling van het intergetijdegebied in de Westerschelde. Institute for Marine and Atmospheric Reseach, Utrecht.

Jong, D. de & V. de Jonge 1989. Zeegras. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. Nota GWAO 89.1003. Rijkswaterstaat. 31 p.

Klijn, F. 1988. Milieubeheergebieden. CML-mededelingen 62. Leiden.

Klijn, F. & U. de Haes 1990. Hiërarchische ecosysteemclassificatie. Voorstel voor een eenduidig begrippenkader. Landschap 1990 7/4, p 215-233.

Philippart, C.J.M., K.S. Dijkema & J. van der Meer 1992. Wadden Sea seagrasses: where and why? In: N. Dankers, C.J. Smit & M. Scholl (eds.), Present and future conservation of the Wadden Sea. Neth. Inst. Sea res. Publ. ser. 20: 177-191

Polderman, P.J.G. & C. den Hartog 1975. De zeegrassen in de Waddenzee. Wetensch. Med. KNNV 107: 1-32.

Reise, K. 1979. Forschungsvorhaben zur Bodenfauna im Gebiet der Nordstrander Bucht. Zool. Institut der Universität Göttingen. 166 p.

Riecken, U., U. Ries & A. Ssysmanck 1994. Rote Liste der gefährlichen Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Kilda, Greven.

Ruiter, J.F. 1995. Habimap; Een GIS-applicatie ten behoeve van de aanmaak en presentatie van habitat- en ecotoopkaarten in kustwateren. RIKZ-intern rapport.
Runhaar, J. & F. Klijn 1993. Aanzet tot een aquatische ecoserie-indeling. CML-rapport 98, Centrum voor Milieukunde, Leiden:1-63 + bijlagen.
Sindowsky, K.-H. 1973. Das ostfriesische Küstengebiet. Sammlung Geologischer Führer 57. Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
Ssymanck, A. & N. Dankers 1996. Trilateral red list of biotopes and biotope complexes of the Wadden Sea. in press.
Southwood, T.R.E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? Journal of Animal Ecology 46: 337-365.
Veer, H.W. van der 1989. Eutrophication and mussel culture in the western Dutch Wadden Sea: impact on the benthic ecosystem; a hypothesis. Helgoländer Meeresuntersuchungen 43: 517-527.
Veer van der, H. & A. Rijnsdorp, 1995. Habitat characteristics of the fish fauna of the Dutch coastal zone. Deel II BEON-rapport 95-12. RIKZ, Den Haag.
Veer van der, H. 1996. Habitat characteristics of resident, non-spawning and nursery-type fish species of the Dutch Coastal Zone. BEON, in press.
Verdonschot P.F.M. 1990. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Diss. LU Wageningen. Casparie, Almere.
Verdonschot P.F.M., J. Runhaar & W.F. van der Hoek 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van het oppervlaktewater in Nederland. IBN Leersum/CML Leiden.
Wintermans, G. & N. Dankers 1995. Habitatkarakteristieken van het benthos van de Nederlandse kustzone. Deel I BEON-rapport 95-12. RIKZ, Den Haag.
Wolff, W.J. 1973. The estuary as habitat. Zool. Verh. 126. 242 p.
Zee, D. van der & H.Huizing (1988): Automated Cartography and Electronic Geographic Information Systems. In: A.W. Kuechler & I.S. Zonneveld (eds), Vegetation mapping - Handbook of vegetation science. Kluwer Academic Publishers.

Part 2

Spatial distribution of the North Sea fish assemblages with special reference to the coastal and estuarine waters of the Netherlands

744

E.M. Hartgers (RIVO-DLO)
P.D. de Jonge (RIVO-DLO)
A.D. Rijnsdorp (RIVO-DLO)

CONTENTS

1 INTRODUCTION
1.1 Fish assemblages in the North Sea
1.2 Study area

2 MATERIALS AND METHODS
2.1 The origin of the database
2.2 Pre-processing of the data
2.3 Statistical analysis
2.3.1 Transformation of the data
2.3.2 Principal component analysis (PCA)
2.4 Pooling the data by station and depth band

3 RESULTS
3.1 Facts and features of the database
3.2 Principal components analysis
3.2.1 Ten-cluster classification according to the FASTCLUS method
3.2.2 Twenty-cluster classification
3.2.3 Seven-cluster classification in coastal and estuarine waters
3.2.4 Seven-cluster classification of the stations in the coastal and estuarine waters pooled by 3 x 3 mile rectangles
3.2.5 Hierarchical clustering of species

4 DISCUSSION

5 CONCLUSION

6 LITERATURE

1 Introduction

In the past, various human activities have affected the coastal and estuarine waters of the Netherlands: fisheries, (micro-)pollution, eutrophication, hydraulic works, recreation, shipping and military activities. In order to protect the natural values of the marine ecosystem, the Dutch government developed a Nature Policy plan (Anonymous, 1989) in which the North Sea was considered to be a nature area. The Waddensea and estuaries were considered to be vital components for a proper functioning of the North Sea. Within the North Sea the government considers the designation of areas, protected from human activities, in the Dutch sector of the North Sea as a contribution to the conservation and, where possible, rehabilitation of a natural diversity of ecologically valuable areas with their specific communities and characteristic species (Anonymous, 1989). For this purpose more detailed information is needed to identify areas with an important function in the life cycle of these species.

A good indicator of the effect of antropogenic activities on the ecosystem may be the found in the fish component of the aquatic ecosystem representing the higher trophic levels. The biology of fish has been studied intensively because of its economic importance for commercial fisheries. RIVO-DLO has collected a substantial database of species composition and abundance of the demersal fish in the North Sea coastal zone and the estuaries through routine fish survey programs since 1970 (van Leeuwen, 1993; van Leeuwen et al., 1994). Moreover, data on North Sea fish were already collected at the turn of the century when the impact of antropogenic activities was considerably less than at present (Rijnsdorp et al., 1996).

In this report, the spatial distribution of fish assemblages in the coastal and offshore waters of the southern North Sea will be analysed using multivariate statistics (principal components analysis and clustering analyses). By selecting data collected in a 5-year period (1990-1994) we hoped to find a classification that is representative for the present period. A classification scheme provides a convenient method for organising a large dataset so that the retrieval of information may be made more efficiently (Everitt, 1993). In biology classification is difficult because of continuing variation in time and space. Verdonschot (1990) summarises the use of classification in aquatic systems as follows:

1) it is necessary for understanding, describing and explaining the enormous diversity of the mixed species communities (du Rietz ex Verdonschot, 1990);

2) it is of practical value, especially with respect of water management for utilitarian requirements, in predicting the effect of projected water management policies and in the assessment of water quality and pollution.

Clustering methods represent a well defined group of mathematic techniques to produce a classification. Because a large number of different clustering methods is available, it is important to realise that each of these methods are biased towards finding clusters possessing certain characteristics related to size, shape or dispersion (SAS Institute inc., 1989). In this study two different clustering methods are compared: 1) a hierarchical method to cluster the species according to the sampling sites and 2) a disjunct method to cluster the sampling sites according to their species distribution.

This study is part of the BEON habitat project, a national programme co-ordinated by BEON, to identify and map the ecotopes (habitats) of the coastal and offshore waters of the southern North Sea. Ecotopes are defined as areas which are characterized by a specific set of abiotic conditions that determine the living conditions for all organisms, and thus determines the assemblages or communities (Leewis & Dankers, 1995). The objective of this study is to explore a method which is suitable to identify fish assemblages, to analyse their species composition and and to relate these to the geographic location,

depth and distance to the coast. As such, this report may provide basic data to identify ecotopes when integrated with other environmental variables.

1.1 Fish assemblages in the North Sea

In a review of the North Sea fish, Daan et al. (1990) showed that three main fish assemblages could be distinguished in the North Sea: a shelf edge association, a central North Sea association, a south-eastern North Sea association. In the deeper waters beyond the edge of the continental shelf, other species assemblages may be distinguished (Bergstad, 1990).

These analysies however were restricted to offshore areas and did not include estuaries or shallow coastal waters. Estuarine and coastal waters are characterized by a fish fauna comprising resident species, non-spawning species, nursery type species and seasonally visiting species (Zijlstra, 1978; Hovenkamp and van der Veer, 1993; van Leeuwen et al, 1994; van der Veer and Rijnsdorp, 1995).

In an analysis of demersal young fish survey data collected along the British coasts of the North Sea, English Channel, Bristol Channel and Irish Sea, Riley et al. (1981) distinguished several species clusters reflecting the degree of exposure of the coast and the nature of the sediment: estuary, sheltered beach, boulder beach, open beach.

Hostens and Hamerlynck (1994) analysed the mobile epifauna (fish, crustaceans, echinodermata) of the Oosterschelde and concluded that the epibenthic fauna differed from that of the Voordelta and Westerschelde, whereas within the Oosterschelde four areas could be distinguished.

In the Elbe estuary salinity was the main driving factor in structuring the fish community (Thiel et al., 1995). Marine fish species decreased with decreasing salinity, while fresh water species were absent at salinities >15o/oo.

1.2 Study area

The area studied in this paper comprises of nine tidal basins (#638-Westerschelde, #634-Oosterschelde, #610-Marsdiep, #612-Eierlandse gat, #616-Vliestroom, #616-, #617- , #618- , #619- , #620-Eems-Dollart) and the offshore areas of the southeastern North Sea (Fig.2.1). The environmental factors that may structure the fish assemblages are likely to differ between and/or within the tidal basins and the shallow and deeper offshore areas.

In the Westerschelde, Marsdiep, Vliestroom and Eems-Dollard a salinity gradient occurs from the head of the area to the mounth, due to the run-off of fresh water. In contrast, no significant salinity gradient occurs in the Oosterschelde and areas #612, #617, #618 and #619. The tidal basins also differ with respect to the seasonal cycle in temperature, the tidal amplitude, the relative surface areas of tidal channels, sub-tidal flats and tidal flats, the degree of exposure and the occurence of hard bottom substrate. Further, within each tidal basin differences in the sediment characteristics occur. In the offshore areas of the open North Sea differences in abiotic conditions occur which are related to depth, the position relative to the major rivers and the degree of exposure to wind stress and tidal currents and differences in sediment.

Given the above differences in abiotic factors among the various areas, and the results of fish assemblage studies, it was decided that as a first step we would distinguish about 10

to 20 fish assemblages in the total study area. In a later stage more detailed analysis can be performed for specific areas and specific purposes.

2 Materials and methods

2.1 The origin of the database

RIVO-DLO annually conducts several different surveys in various regions of the North sea. For this study, data of summer and autumn beam trawl surveys carried out between 1990 and 1994 have been selected comprising the DFS, BTS and SNS survey. The demersal fish survey (DFS) is conducted by three vessels in the Wadden Sea (RV Stern), Scheldt estuary (RV Schollevaar) and in the coastal zone of The Netherlands, Germany and Denmark up to 55o N (RV ISIS). A 3m beam trawl is used in the estuaries whereas a 6m beam trawl is used in the coastal waters. The beam trawl survey (BTS) is carried out by RV ISIS in coastal and offshore waters of the southeastern North Sea using an 8m beam trawl. The solenet survey (SNS) is conducted by RV Tridens in the southeastern North Sea and employed a 6m beam trawl. A map indicating the areas sampled is shown in Figure 2.1. A summary of the surveys, sampling periods and gear characteristics is presented in Table 2.1. The number of samples taken annualy in each area varied between 60 and 100 (Table 2.4). The total number of hauls analysed varied between 300 in the Scheldt estuary (DFS-SCH) and over 500 in the coastal waters a (DFS-ISI) and Wadden Sea (DFS-STE). Fifty-five hauls were marked as invalid and were omitted from the dataset as well as 48 stations sampled in the SNS Tridens survey north of the Horn Rif. In total 2155 sampling stations remained in the dataset to perform the analysis (Table 2.4).

The DFS survey was stratified according to tidal basin and depth zone. The minimum depth sampled was determined by the draught of the vessel (≥ 2 m). In the estuaries, only the tidal channels and the sub-tidal flats were sampled. The BTS survey was stratified according ICES rectangles, where two to four stations were selected and evenly distributed over the surface area of the rectangle. The sampling sites of the SNS survey have fixed positions along a line which is located either parallel or perpendicular to the coast. The survey stations had fixed positions which were adjusted when the physical conditions of the station changed.

The catch or a representative sample of the catch was identified, counted and measured. In the DFS survey, the catch was sorted in a shrimp rotary sieve yielding three size fractions. All species were sorted from these size fractions, and their length distribution were recorded. Large samples were sub sampled (van Leeuwen et al.,1994). In the BTS and SNS survey, the catch was sorted and measured from a conveyer belt (van Leeuwen, 1993, van Leeuwen et al., 1994).

The abiotic measurements recorded differ among the surveys (Table 2.3). In the BTS survey sampling the open North Sea, depth aa well as surface and bottom temperatures are recorded. In the coastal zone survey (SNS) depth and surface temperature are recorded. In the estuarine surveys (DFS), depth, surface temperature and secchi-depth (Wadden Sea only) were recorded. Based on the positions of the stations the distance to the coast was calculated. For the estuarine stations, this distance does not accurately reflect the distance to the entrance of the tidal channel, but can be used to compare stations within a tidal basin.

2.2 Pre-processing of the data.

Generally the fish are identified to species level, but some species have been pooled because of identification difficulties. Thus, the *Rajidae*, *Syngnathidae* and *Callionymidae* were treated at genus level. Also the gobies, except *Gobius niger*, have been pooled with *Pomatoschistus spec.*

For some commercially important fish species plaice *Pleuronectes platessa*, sole *Solea solea*, dab *Limanda limanda*, turbot *Scophtalmus maximus*, brill *S. rhombus*, cod *Gadus morhua* and whiting *Merlangus merlangus*, separate size classes were distinguished. These species exploit the coastal or estuarine areas only during a particular phase in their life cycle (Zijlstra 1978). The separation into size classes is based on Knijn et al. (1993). The catches of cod have been divided into two size classes (group 1: 0-25 cm; group 2:>25 cm). The catches of dab are devided into four size classes (group 1: 0-10 cm; group 2 : 10-15 cm; group 3 : 15-20 cm; group 4 : 20-25 cm and group 5 : >25 cm). The other species mentioned above have been devided into three size classes (group 1: 0-15 cm; group 2: 15-25 cm; group 3: >25 cm). Apart from these size classes also the total catch of these species is treated separately in the summary statistics. The catches of the other species are not separated into size classes, partly because they are caught in smaller numbers, partly because their biology is not as well known.

Although all surveys are aimed at sampling the benthic fish community they differ in fishing gears, towing speed, mesh size and haul duration (Table 2.1). Since the relative efficiency of the different survey gear is not known, the catch rates were standardized to the catch of a 6m beam trawl towed for 30 min. at four miles/hr according to:

Number = ((catch/haul duration)*30)*((1/beam trawl size)*6)*((1/towing speed)*4)

2.3 Statistical analysis

The data have been analysed with the following techniques: summary statistics, principal component analysis and two different clustering techniques. Calculations were made using the SAS-package (SAS Institute Inc., 1989).

The species which occurred in less then 0.5 % of the sampling sites were removed from the data set. In the final analyses 62 species, species groups or length groups were included. Of the seven abundant species separated into size classes, only the catch per size class is used in the principal component analysis and in the clustering analysis instead of the over-all total catch.

2.3.1 Transformation of the data

The dataset consists of a number of abundant species which occur in large quantities and a number of less abundant or rare species which occur in small quantities. In this study we want to combine both abundance and presence of the species to come to a classification of the coastal and estuarine waters of the Netherlands based on the total fish community.

The difference between 1 and 2 individuals found is more illustrating than the difference between 101 and 102 individuals. Unless transformation is applied the higher ranges of abundance lead to an overweight of abundant species due to the effect of dominance (Verdonschot, 1990). To partly overcome this problem and to stabilise the variance transformation is an important step in the analysis. Logarithmic transformation is often used in population studies (Bergstad, 1990; Verdonschot, 1990, Overholtz and Tyler,

1985). In this study the catches (n) are transformed with a natural logarithm: $\log_e (n+1)$; 1 is added to the catch before transformation to avoid problems with transformation of the zero-catches.

2.3.2 Principal Component Analysis (PCA)

Principal component analysis is a multivariate technique to examine relationships among several quantitative variables. The analysis is especially valuable in exploratory data analysis (SAS Institute Inc., 1989). A first objective of the PCA is to seek the standardised linear combination of the original variables which has maximal variance (Mardia et al., 1979). The new principal components are found from the correlation matrix of the original variables. In cases where the first few derived components account for a large portion of the variance of the original variables, they may be used as a low dimensional summary of the data (Everitt, 1993). In this study PCA is used to get a first impression of the dataset and preferably a rough idea of the usefulness of a cluster analysis.

2.3.3 Cluster analysis

Clustering techniques can be used to summarise a dataset. Further analysis and interpretation of the clusters can reveal whether these clusters present the natural grouping present in the study area. Most clustering techniques are biased toward finding clusters possessing certain characteristics related to size, shape or dispersion (SAS Inst. Inc., 1989). The initial choice of variables (species) and observations (hauls) constitutes a frame of reference within which the clusters will be established; this choice itself is a categorisation of the dataset (Everitt, 1993). The clustering of a dataset containing only rare species might present a different clustering than the analysis of the entire dataset. Also the fact whether the data are transformed or not might influence the clustering classification. In this study two types of clustering will be used:

- a disjoint clustering which places each observation in only one cluster.

- a hierarchical clustering where clusters are organised in a way that one cluster may be entirely contained within another cluster, but no other kinds of overlap between clusters is allowed (SAS Inst. Inc.). These clusters are often presented by tree-diagrams.

Disjoint clustering: the FASTCLUS procedure

FASTCLUS procedure: This procedure combines an effective method for finding initial clusters with a standard iterative algorithm for minimising the sum of squared distances from the cluster means. The result is a procedure for disjoint clustering. The procedure is based on Hartigan's leader algorithm (1975) and MacQueens k-means algorithm (1967).

On forehand a number of clusters has to be chosen. A set of points called seed points is selected as a first guess of the cluster means. Each observation (a single haul) is assigned to the nearest seed in order to form temporary clusters. The seeds are then replaced by the means of the temporary clusters, and the process is repeated until no further changes occur (Anderberg, 1973; SAS Institute Inc., 1989). The FASTCLUS procedure optionally allows to specify a maximum iteration level to fix the maximum number of iterations for recomputing the cluster seeds. In this study 20 iterations or less were sufficient to obtain a relative change in the cluster seeds < 0.05.

The FASTCLUS procedure is sensitive to outlyers. Therefore it can be used as an effective procedure for detecting outlyers because outlyers often appear as clusters with only one member (SAS Institute Inc., 1989). By requesting a large number of clusters e.g. 100 the outlyers appear as clusters with one member and can be removed from the dataset. After this preliminary analysis the actual clustering can be performed. The procedure applied for 100 clusters revealed 17 stations as outlyers. In the principal component analysis and the cluster analysis these 17 stations were removed.

For the clustering of the data the procedure is applied to form separate classifications with 10 and 20 clusters. These classifications with a fixed number of clusters are meant as a first impression of a possible habitat characterisation. The number of clusters is based on assumptions and earlier studies (see 1.2). By selection of two clustering classifications the robustness of the clusters might be illustrated: whether a cluster in the 10-cluster classification is subdivided or still exists in the 20-cluster classification can become clear.

The output of the procedure contains information about the individual clusters, the variables used to form the clusters (the separate species) and general statistics of the clustering classification. The following list gives a selection of the presented statistics:

a-information about the clusters:

a1-the number of observations in a cluster,

a2-the maximum distance from the cluster seed to any observation in the cluster,

a3-the nearest cluster,

a4-the centroid distances between the clusters

b-information about the variables:

b1-R-squared, the R^2 for predicting the variable from the cluster.

b2-The standard deviation (std) of the variable and the std of the within cluster standard deviation.

c-information about the clustering classification:

c1-Over-all R^2: a combination of the statistics of the variables in separate clusters. It provides information on the goodness-of-fit of the cluster analysis.

c2-Approximate expected over-all R^2: the value of R^2 under the assumption that all variables are un-correlated. Comparison with the above mentioned over-all R^2 for the cluster classification enables a rough indication of the acceptability of the presented cluster classification.

Hierarchical clustering : the CLUSTER procedure

In a hierarchical method data are not partitioned into a particular number of classes at a single step. The classification runs from n clusters which all contain one observation to one cluster containing all observations. This is called a agglomerative clustering method. Fusions made are irrevocable; when an algorithm has joined two observations they cannot subsequently be separated (Everitt, 1993). The hierarchical method is interesting to apply on the transposed matrix: in this way the species are clustered on the basis of the

sampling sites. This method can reveal cohesion between species based on their presence in sampling stations.

The SAS package provides different methods to define distance between the clusters. The first stage of these methods is to form a dissimilarity matrix of the variables based on the observations. Based on these dissimilarity values, the clusters are joined together according to the chosen algorithm. Bergstad (1990) and Overholtz and Tyler (1985) calculate the dissimilarity matrix with a Bray Curtis index, a non-euclidean distance, and afterwards use group average linking to join observations into clusters. In this study group average linking will be used in combination with Euclidean distance dissimilarity matrix of the species present in the dataset.

Group average linking defines the distance between two clusters as the average distance between pairs of observations, one in each cluster. The method tends to join clusters with small variances and is slightly biased toward finding clusters with the same variance (SAS Inst. Inc., 1989). The average linkage method is not dependant on extreme values for defining clusters (Anderberg, 1973). The distance between cluster K and cluster L, D_{KL} and is defined as:

$$D_{KL} = \sum_{ieK} \sum_{jeL} d(x_i, x_j) / (N_K N_L) \quad \text{and}$$

$$d(x,y) = \| x - y \|$$

in which: D_{KL} = distance between cluster K and cluster L

N_K = number of elements in cluster K

d (x,y) = any distance or dissimilarity measure between observations x and y

$\|x\|$ = length of the vector x: the square root of the sum of squares of the element of x (the euclidean distance);

The SAS package provides some useful statistics in its output:

-General information about clusters: the observations joined in each cluster, the number of observations in each cluster.

- Pseudo F-statistic: measuring the separation among all the clusters at the current level.

- Pseudo t^2 statistic: measuring the separation between the clusters most recently joined

- Semipartial R-squared: the decrease in the proportion of variance accounted for resulting from the joining two clusters = the between cluster sum of squares/ corrected total sum of squares.

- R-squared: the squared multiple correlation; the proportion of variance accounted for by the clusters.

The values of the statistics mentioned above are helpful to obtain information on the goodness-of-fit of the clusters at all levels. The pseudo F-statistic and the pseudo t^2-statistic provide information on the optimal number of clusters.

2.4 Pooling the data by station and depth band

In the initial analyses the species composition of each station is compared with the composition of the other stations. The duration of a single haul in the estuarine and coastal surveys is relatively short (15 min) and thus the catch compostion at one location can show a considerable variation. The station grid DFS surveys comprises fixed positions and allowing to eliminate the year to year variation in the catch composition at a station by calculating the mean. Because no station codes were available in the data base, 3x3 mile rectangle station codes were calculated from the geographic location of the haul to deminish the year to year variation and the variation between two stations located close together. The grain size of station grid was based on a compromise between the average distances between individual stations in the surveys. Because, within a 3x3 mile rectangle large differences may occur in the depth of the tows, the average catch rate was calculated by species, station code and depth band. In this study one analysis used two different depth bands (0-15 m, >15 m) and one analysis used six depth bands (0-5 m, 5-10m, 10-15m, 15-20m, 20-25m, >25 m). The rectangles containing less than 5 hauls were omitted from the database.

Collapsing the database into records of the mean abundance by species by station code for two depth bands resulted in a data set of 156 rectangles. The data set based on rectangles devided into six depthbands contained 304 rectangles. For this analysis of the DFS survey area 1406 stations were used (the outlyers are omitted) and 49 species occured in > 0.5% of the stations (Appendix V and VI).

3 Results

3.1 Facts and features of the database

Each observation in the database represents the number of fish of a certain fish species caught in a specific haul. The database consists of 206880 observations of 96 species, species groups or length groups in 2155 hauls. Only 37742 observations (18.2%) contained data of fish caught. The other observations represent the zero-catches. Appendix I presents all species present in the database. In total 74 different species or species groups were recorded. Table 3.1 presents the total catch, the minimum and maximum catch and the relative abundance of all species for the different surveys. The relative abundance is the percentage of sampling sites in which a certain species has occurred. Table 3.1 is presented in two blocks and within each block the species are listed in alphabetic order. The lower block contains the species which occur in < 0.5% of the sampling sites.

Table 3.2 shows the number of species or length categories in different classes of abundance. This table clearly shows that there is a large group of rare species (present in <5% of the sampling sites) and a small number of common species. Of the seven common species, sole, dab and plaice are present in > 70 % of the sampling sites, but because of the separation into size classes the total presence of these species is not listed in Table 3.2. In general common species are also numerically abundant.

3.2 Principal Components Analysis

Table 3.3 shows the eigenvalues of the first ten principal components resulting from the PCA. The first two principal components, generally accounting for the largest explained variance explain only a moderate (20.8%) part of the variance in the variables. The first principal component explains 14.7 % of the variance and the second principal component only 6.2 %. A plot of the sampling sites according to the first two principal components suggests two main groups (Fig. 3.1a). The cluster numbers of the 10-cluster classification (FASTCLUS) were used to label the data points of the PCA output showing that the 10 clusters separate along the first and second principal component axis, although the data points of the clusters showed a considerable overlap (Fig.3b). The deep water clusters are concentrated on the right hand of the first principal component and the shallow water clusters are concentrated along the left hand side. The second principal component relates to longitude. Southern hauls have predominantly negative values, whereas northern hauls have predominantly positive values.

3.2.1 Ten-cluster classification according to the FASTCLUS method

Based on the FASTCLUS procedure a 10-cluster classification of individual hauls is obtained according to their species distribution. For this classification the R-squared explained 44%. This is twice the R-squared (22%) under the assumption that the species are uncorrelated. The positions of the hauls of each cluster are plotted in Fig.3.2. The depth distribution within each cluster is presented in Fig.3.3. Fig 3.4 contains the relative frequency distribution of the depth in the clusters. Appendix II contains summary statistics of the clusters, the distances between the clusters, statistics for the variables (= species) and mean values of all species in the new clusters. A description of the surveys present in each cluster and the distribution of the years over the clusters is given in Tables 3.4 and 3.5. Table 3.6 and Fig 3.5 show the species which mainly determined the classification ($R^2 > 0.4$) and the mean values of the log transformed catches of these species within each cluster.

During the cluster analysis the geographic position is not taken into account, but the spatial distribution of the clusters can be inspected after plotted them in a map. The plots in Fig 3.2 show a clear spatial clustering. Although the conversion factor used to compare the catches of each survey with each other is relatively simple and does not account for all gear differences, Table 3.4 reveals that within a cluster several surveys are represented corroborating that the clusters were not distinguished based on the survey (ship and gear combination).

One cluster (cluster-1) appears to represent hauls with generally low catches irrespective of the position (cluster-1). The other nine clusters have a characteristic geographic location of depth distribution.

In the open North sea, two clusters can be distinguished (cluster-5 and cluster-10) characterised by a relatively high abundance of dragonet, scaldfish, solenette and larger plaice and dab, and by a low abundance of gobies and small plaice. One cluster shows a southern distribution (cluster-10) with a characteristic high abundance of lesser weever, the other cluster shows a northern distribution (cluster-5) with a characteristic abundance of grey gurnard. Both clusters comprises of hauls in deeper water (>20m). The geographic distinction is between the 53oN and 54oN.

Cluster-2 and cluster-7 represent the clusters intermediate between the open North Sea clusters and the true coastal and estuarine clusters. They occurred in a band parallel to the coast at a depth between 10 and 30 m and were dominated by gobies, small and larger plaice, dab, as well as scaldfish, solenette, lesser weever, dragonet and sole. Cluster-2 has a more southern distribution and shows an additional high abundance of

lesser weever and gobies (Fig.3.2). Cluster-7 has a more northern distribution and has a high abundance of various size classes of dab. The intermediate clusters comprised none of the hauls taken in the Wadden Sea, Eems-Dollard or Schelde estuary (Table 3.4).

Cluster-3, -8 and -9 occurred in shallow water down to 15 m. and were located both in the coastal zone of the North Sea as well as within the Wadden Sea and Eems-Dollard. These clusters were dominated by small plaice and gobies although offshore species such as dragonets and larger plaice were still present.

Cluster-4 and cluster-6 had a very shallow distribution (<10 m) and represented the true estuarine assemblages dominated by gobies and small plaice. Cluster 6 was restricted to the Wadden Sea and the Eems-Dollard and reflected the occurrence of smelt in addition to small plaice and gobies.

The other seven clusters are more or less restricted to the coastal zone and the estuaries. Within the coastal zone different clusters are distinguished based on the latitude as well as on the depth. The deeper coastal water clusters (cluster-2 and cluster-7) are mainly distributed in water between 10-25 m (Fig.3.3) and show an almost similar species composition as the open North Sea clusters (dragonet, scaldfish and solenette) but with an additional high abundance of small plaice (Fig.3.5).

Cluster distribution within the Wadden Sea and Schelde estuary.

The next step in the analysis is to focus on the Wadden Sea and the Schelde estuary. Fig 3.6 shows that all 10 clusters are present in the Wadden Sea and adjacent offshore waters. Fig 3.7 shows the distribution of the relative frequency per depth band. A more detailed map of the location of the clusters within the Wadden Sea is shown in Fig 3.8 to 3.11. In the western Waddensea comprising of areas #610, #612 and #616, and in the Eems-Dollard estuary (area #620) the same mosaic of clusters is apparent as in the maps of the total study area. Table 3.7 presents the number of stations present in each cluster of the subareas. The deeper water clusters (cluster-2, -5, -7 and -10) occur north of the islands. All other clusters are present in the Western part as well as in the Eems-Dollard estuary. Cluster-6 is clearly confined to the shallow water area close to the mainland.

In the Oosterschelde and Westerschelde, three clusters are present of which cluster-9 consists of three stations in the upper North region (fig 3.12 and 3.13). Most of the stations are classified in cluster-1 which was characterised by an overall poor catch rate. Cluster-1 and -3 are distributed over the same depth range and are not clearly restricted to a particular area.

3.2.2 Twenty-cluster classification

The results of the 20-cluster classification (B1 up to B20), which are presented in Fig 3.14. The detailed information of this classification is presented in Appendix III. The overall R-squared (51%) is higher than in the 10 cluster classification. The approximate overall R-squared for the uncorrelated species is also higher (26%). The 20-cluster classification, therefore, explained twice the amount of variance, comparable to the 10-cluster classification. The results of the 20-cluster classification generally supports the 10-cluster classification. In the open water two clusters, B7 and B16, are distinguished, which have rougly the same spatial distribution as the open North Sea cluster-2 and cluster-5. In the Oosterschelde and Westerschelde again three clusters are distinguished, none of which are exclusive for this area. The rest of the clusters is confined to the Waddensea or

shallow coastal zone. As in the 10-cluster classification, some clusters are specific for the northern part (B1, B10, B19, B20), others for the southern (B2, B8, B15, B17).

3.2.3 Seven-cluster classification in coastal and estuarine waters

In contrast to the distinct spatial distribution of the offshore fish assemblages, the 10- and the 20-cluster classification did not reveal spatially distinct fish assemblages in the coastal and estuarine waters. The clusters distinguished in these areas showed a substantial overlap. Because the classification was determined by the most abundant species (Table 3.6) which belonged to the nursery-type (plaice) or seasonal visiting group (dab), a third analysis was performed which was restricted to the 15 typical estuarine or coastal fish species which were present in more than 0.5% of the stations in this area and the estuarine and shallow coastal stations of the DFS surveys in areas #401-404 (Dutch coast), #610-620 (Dutch Wadden Sea and Eems-Dollard) and #634 (Westerschelde) and #638 (Oosterschelde). In total 1210 stations are analysed with the Fastclus procedure. The number of clusters was set at seven, which is equal to the number of estuarine clusters distinguished in the 10-cluster classification of the total data set.

Fig 3.15 presents the clusters C1 up to C7 obtained by this analysis. Fig 3.17 presents the distribution of the relative cluster frequency per depth interval. The detailed information of this clustering is presented in appendix IV. Six species dominated the classification ($R^2 >$ 0.3): gobies, pipefish, smelt, eelpout, five bearded rockling and sea snail (listed in descending sequence of the R^2 values). Fig 3.17 presents the mean values (loge (catch+1)) in the new classification.

Cluster C3, C4 and C6 are mostly restricted to the shallow areas, whereas the other clusters are distributed in over a wider depth range (Fig.3.16). Cluster C1, which comprises one-third of all hauls, consists of generally poor catches rates of all species. Cluster C6 mainly differs from C1 by the large amount of gobies present in these stations (Fig.3.17). Cluster C3 and C4 are clusters where on average most species are present in large numbers.

A comparison of this classification with the 10-cluster classification shows that none of the C-clusters corresponds uniquely to a single cluster obtained by the 10-cluster classification (Fig 3.18). Most of the original clusters are split into several new C-clusters. Even cluster-6, which was characterised by the abundance of smelt, is devided into 6 new clusters: C2 to C7.

In this analysis, we get the impression that the clustering is based on the fact whether a station consists of a poor or a good catch. The intermediate stations are mainly selected on the presence or absence of one or two species. Besides the fact that six important species are selected, this classification presents no new information on the possible distribution of habitats in the coastal and estuarine area.

3.2.4 Seven-cluster classification of the stations in the coastal and estuarine waters pooled by 3x3 mile rectangles

The next step in the analysis was to pool the hauls into fixed geographical stations in order to reduce the among haul variance in catch rate. Because there may be a substantial difference in depth within a 3x3 mile rectangle, two data sets were created. The first employed a two depth band stratification, the other a six-depthband stratification. Pooling resulted in a substantial difference in the number of hauls per 3x3 rectangle and depth

band (Table 3.9 3.11) and a minimum of 5 hauls was set for including a rectangle-depth zone cell in the analysis. A 7-cluster classification was obtained with FASTCLUS for each of the 2 data sets and the results are presented in Fig 3.19 and Fig 3.20. The distribution of the clusters in relation with depth is given in Table 3.10 and 3.12.

Pooling the hauls in 3x3 mile rectangles clearly affected the result. The map of clusters showed much less overlap as compared to the 10-cluster or 20-cluster classification of individual hauls. In general the results of the two- and six-depth band classification are similar with a cluster in the Schelde estuary (D2, E3), a marine Wadden Sea cluster (D1, E1), a brackish Wadden Sea cluster (D6, E6), a southern coastal cluster (D7, E7), and shallow and deeper coastal clusters along the Wadden Sea and in the German Bight. A detailed comparison of the two- and six-depth band classification revealed a slight difference in the position of the the borders between the clusters, in particular in the three shallow coastal clusters D6, D1 and D7 (two-depth bands) and E5, E1 and E7 (siz depth bands). In the two-depth band classification, the norther cluster extends southwards to the Elbe, whereas the E5 cluster extends to the Texel and Terschelling.

3.2.5 Hierarchical clustering of species

The result of the hierarchical clustering of species according to their presence and abundance is presented in figure 3.21. All species are listed according to their species code (Appendix I). Roughly four groups of species can be distinguished. Group I, II and IV contain abundant species. Most of these species are ialso important for the 10 cluster classification. Group II contains species which are more or less specific for the deep water regions. Group IV contains species which are specific for the shallow areas. Group III contains all other species mainly listed in order of abundance. Within this group no separation can be made in deep water species or coastline species.

The objective of this analysis is to retrieve species groups consisting of rare and abundant species specifically present in certain geographic areas. Clearly the algorithm used is not suitable to obtain this information. Based on this analysis a separation is made between the abundant and the rare species.

4. Discussion

Before discussing the results of the clustering analysis, we will discuss some methodological issues with regard to the basic data (trawl catches) and the statistical methods employed.

The first point to make is that a trawl catch is not a representative sample of the fish fauna, because there is no fishing gear available that is equaly efficient for all fish species. The efficiency of the gear further changes in relation to the type of sea bed (gravel, coarse sand, fine sand, sandy mud). Some types of sea bed are untrawlable (stony areas, mussel beds) and need a specific fishing gear. Other areas are due to the depth only trawlable with small trawls or beach seines (mud flats, shallow areas). Finally, the sampling of the fish fauna in estuarine or coastal areas poses specific problems due to the strength of the tidal currents and because of changes in fish distribution in relation with the tide (Hinz,

1989; Ruth and Berghahn, 1989). Hence, the fish assemblages determined in the present will inevitably be biased by the peculiarities of the survey gear.

The beam trawl used in the present study are efficient in catching demersal fish, in particular flatfish, but pelagic fish, such as herring and sprat, are only caught by exception (Breckling and Neudecker, 1994). The sampling area was further restricted to the sub-tidal areas with a minimum depth of 2 meter. Hence, tidal flats and the surf zone, which are inhabitat by a specific group of demersal fish have been ignored in the present study. Because the beam trawl employed in our study were not equipped to sample hard grounds, fish species associated with wrecks, mussel beds and boulders will have been underestimated.

Prior to the analysis, the catch rates had to be standardized because the data set comprised of surveys conducted with different vessels and different beam trawl gears. Although, comparative fishing experiments have been conducted in the past but have not been analysed, a simple conversion factor had to be applied that corrected the catch rate for differences in the width of the beam trawl used and the towing speed. This correction is a necessarily crude one which ignores the effect of the type of ground rope on the catch efficiency of the gear. There are indications that the SNS gear (sole net) is more efficient than the BTS and DFS gears which used rollers or bobbins on the ground rope, and that the relative efficiency of a particular gear may further differ among different species-groups (Pfisterer, in prep).

The overall catch composition of the beam trawl hauls showed that some species dominated numerically, whereas a large number of other species were caught only occasionally. This skewed distribution, which is a general feature of any ecological sample and is not specific for trawl samples (Ricklefs, 1979), implies that a single haul will always catch only a part of all the fish species present in a particular area. Zero catches may be due to the absence of a species in a particular area, or to the low numerical abundance in relation to the surface area sampled in one haul. The fact that the explained variance by the PCA ($R^2 \approx 20\%$ by the first two principal components) and the clustering analyses (R2 $\approx$ 45%) is so low may be due to the large number of hauls in which certain species were absent.

The statistical methods employed were sensitive to abundant species. Although a log-transformation was used to reduce the influence of the abundant species, the clusters obtained by the disjoint clustering method, were still determined by the relative proportion of the abundant species (plaice, dab, gobies). The hierarchical method also produced groups of rare and groups of abundant species which is probably due to the euclidean distance calculated by the SAS package. A non euclidean distance such as the Bray Curtis dissimilarity measure used by Bergstad (1990) might alleviate this problem.

The results of the PCA showed that the individual trawl hauls could be classified according to an axis reflecting the distance from the coast and/or depth, and an axis reflecting the latitude. This result was corroborated by the 10- and 20-cluster classification which classified the hauls in clusters with a typical depth distribution as well as a typical position longitude.

Comparison of the 10- and 20-cluster classification results showed a general agreement. The open North Sea hauls were grouped in a southern and northern cluster separated at about 53 degrees North (cluster-5 and cluster-10; cluster-B7 and cluster-B16). The northern cluster resembled the central North Sea association described by Daan et al. (1991), although flatfish were relative more numerous in the beam trawl catches analysed in the present paper. The open North Sea clusters occurred mainly in waters below 20 m depth. Inshore of the 20 m depth contour, a number of coastal and estuarine clusters were distinguished which were dominated by small plaice, dab and gobies. The contribution of

other species was relatively small. Within the coastal area clusters were distinguished based on the relative proportion of the three dominant species and the occurence of one or more additional less abundant species. Cluster-6 and cluster-B14, which are dominated by small plaice and gobies and the occurrence of smelt, are related to the discharge of fresh water through the sluices of den Oever and Kornwerderzand in the western Wadden Sea and through the Eems and the sluice of Nieuw-Statenzijl in the Eems-Dollard, represents a typical estuarine cluster also observed in the Elbe estuary (Thiel et al., 1994).

In contrast to the results of the analysis of the mobile epifauna including fish, crustaceans and echinormata of Hostens and Hamerlynck (1994), our analysis of the total data set of beam trawl catches, including the Schelde estuary as well as the other coastal and offshore areas, did not indicate a clear difference in the fish assemblages within the Oosterschelde nor between the Oosterschelde, Westerschelde and Voordelta. In our analysis, however, most of the hauls in the Schelde estuary were classified in cluster-1, which represented hauls with a low catch rate of all species. This result may be due to the conversion factor used to standardize the beam trawl catches. A comparison of the 10-cluster classification of the RV Schollevaar hauls showed that the hauls in the Westerschelde were mainly classified in cluster-1, whereas the hauls in the Oosterschelde were classified in either cluster-1, -3 or -9. Cluster-9 was restricted to three hauls in the Hammen and corresponded to the result of Hostens and Hamerlynck (1994).

Comparison of the 10-cluster classification results of a sub-set of hauls of the DFS-survey and based on 15 estuarine species only showed a completely different result (Fig. 3.18). Only the gobies dominated cluster-C5 showed corresponded with cluster-8. Cluster-C1, comprising with an overall low catch of estuarine species are related to the cluster-1, -3, -5, -7 and -10 of the 10-cluster classification. The latter represented offshore and deeper clusters (cluster-5, -7, -10) which are logically characterised by a low catch of estuarine species. Cluster-6, which was dominated by small plaice, gobies and smelt is now partitioned into clusters C3, C4 and C6, based on the relative abundance of gobies, smelt, pipefish, eelpout, rockling and sea snail. This analysis indicates that a classification of the assemblages in coastal and estuarine waters based on resident species only will give a different result compared to the analysis including nursery-type species and seasonally visiting species (10- and 20-cluster classification).

The results of the above analysis showed a high degreee of spatial overlap among the clusters, especially in the coastal areas. This overlap may be due to the fact that the analysis was based on the catch composition of individual hauls of 15-30 min duration from which some species may have been missed because of their low numerical abundance relative to the surface area sampled. In order to explore the effect of the numerically less abundant species on the classification result, we have attempted to group hauls in stations by pooling the hauls in rectangles of 3x3 mile. This analysis should be considered as a crude exploratory step, because the number of data observations in each rectangle was highly unbalanced. The results, however, showed that the clusters obtained showed much less spatial overlap, suggesting that this approach may give a more stable result. The result that the transition between neigbouring D- or E-clusters occur at differnt locations indicate that the differneces between the cacth composition between stations is rather gradual.

The classification explored in the present study revealed that the fish assemblages clearly differed in relation with the depth, the distance from the coast and with latitude. The results of the clustering are affected by assumptions with regard to the transformation applied, the group of species selected, and whether the analysis is based on individual hauls or on the average catch composition of 'fixed' stations. The latter approach seems to be preferable in order to obtain more stable results reflecting the average distribution of fish assemblages in a particular time period.

Because the trawl catches were restricted to the demersal fish and to trawlable bottoms at a depth of >2 m, typical assemblages of the pelagic system and of the shallow areas of the surf zone and tidal flats were missed. In addition, typical estuarine species (resident and spawning type species) had a relatively small influence on the classification of fish assemblages in the coastal waters suggesting that the multivariate analysis should put more weight on the abundance of resident and spawning species. The analysis of the fish assemblages should further include the analysis of the differences in gear efficiency of the beam trawl gears included in the present study, and should take account of the seasonal changes in distribution of fish species. Finally, the multivariate analysis should be complemented by an analysis of the habitat requierements of resident and spawning type species. Relevant aspects of the analysis of the fish assemblages, which have not been dealt with in the present study, include questions about the factors that determine the structure of the fish assemblages (abiotic factors such as salinity, seabed characteristics, exposure; and biotic factors such as food and inter-specific relations).

Conclusion

1) multivariate analysis of trawl catches can be used to classify the demersal fish assemblages.

2) a preliminairy classification showed that several assemblages could be distinguished which were related to the depth and distance from the coast and with the latitude.

3) nursery-type species and seasonal visiting species (plaice, dab) had a major influence on the classification results

4) comparative fishing experiments should be analysed to obtain relative gear efficiencies for the different beam trawls employed in the present study

5) improved classification is expected when individual hauls are pooled into 'fixed' stations over a number of years and when a stronger transformation of the numerical abundance is applied.

Literature

Anderberg, M.R., 1973. Cluster analysis for applications. Academic Press, New York.

Anonymous, 1989. Natuurbeleidsplan. Beleidsnotitie van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Bergstad, O.A., 1990. Ecology of the fishes of the Norwegian deep: distribution and species assemblages. Netherlands Journal of Sea Research 25: 237-266

Breckling, P. and T. Neudecker, 1994. Monitoring the fish fauan in the Wadden Sea with stow nets (Part 1): a comparison of demersal and pelagic fish fauna in a deeep tidal channel. Ach. Fish. Mar. Res. 42: 3-15.

Daan, N. P.J. Bromley, J.R.G. Hislop & N.A. Nielsen. 1990. Ecology of North Sea fish. Netherlands Journal of Sea Research 26: 343-386.

Dankers, N. & J.F. de Veen. 1978. Variations in relative abundance in a number of fish species in the Wadden Sea and the North Sea coastal areas. Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5. Wadden Sea Working Group, Balkema, Rotterdam: 71-111.

Dankers, N., W.J. Wolff and J.J. Zijlstra, 1978. Fish and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 Wadden Sea Working Group, Balkema, Rotterdam.

Everitt, B.S., 1993. Cluster analysis, third edition. Heineman Educational for the Social Science Research Council.

Hartigan, J.A., 1975. Clustering Algorithms. New York: John Wiley and Sons, Inc. In: SAS Institute Inc., 1989. SAS/STAT User's guide, Version 6. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Hostens, K. and O. Hamerlynck, 1994. The mobile epifauan of the soft bottoms in the subtidal Oosterschelde estuary: structure, function and impact of the storm-surge barrier. Hydrobiologia 282/283: 479-496.

Knijn, R.J., T.W. Boon, H.J.L. Heessen & J.R.G. Hislop, 1993. Atlas of the North Sea fishes, based on bottom trawl survey data for the years 1985-1987. ICES Co-operative research report no. 194.

Leeuwen, P.I. van, 1993. Trends in najaarsopnamen van een negental vissoorten in de Noordzee, 1969-1992.

Leeuwen, P.I. van, A.D. Rijnsdorp & B. Vingerhoed,1994. Variations in abundance and distribution of the Southeastern North Sea between 1980 and 1993. ICES C.M. 1994/G:10

Leeuwis & Dankers, 1995. BEON rapport.

MacQueen, J.B. , 1967. Some practical methods for classification and analysis of multivariate observations. Proceedings of the Fifth Berkely Symposium on Mathematical Statistics and Probability, 1 281-297. In: SAS Institute Inc., 1989. SAS/STAT User's guide, Version 6. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Mardia, K.V., J.T. Kent & J.M. Bibby, 1979. Multivariate analysis. Academic Press, London.

Overholtz, W.J. & A. Tyler, 1985. Long term responses of the demersal fish assemblages of Georges Bank. Fisheries Bulletin: Volume 83 no. 4: 508-522.

Ricklefs, R.E. 1979. Ecology. Second Edition. Chiron Press. New York. 966 p.

Rijnsdorp, A.D., P.I. van Leeuwen and B. Vingerhoed. 1996. Changes in demersal fish species in the southern North Sea between 1904-1911 and 1990-1994. ICES J. mar. Sci. in press.

Riley, J.D., D.J. Symonds & L. Woolner. 1981. On the factors influencing the distribution of 0-group demersal fish in coastal waters. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 178: 223-228.

Ruth, M. and R. Berghahn, 1989. Biological monitoring of fish and crustaceans in the Wadden Sea - potential and problems. Helgoländer Meeresunters. 43: 479-487.

SAS Institute Inc., 1989. SAS/STAT User's guide, Version 6. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Thiel, R., A. Sepúlveda, R. Kafemann and W. Nellen, 1995. Environmental factors as forces sstructuring the fish community of the Elbe estuary. J. Fish Biol. xx: 47-xx.

van der Veer, H.W. and A.D. Rijnsdorp, 1995. Habvitat charateristics of the fish fauna of the Dutch coastal zone. BEON Report No xx, 14 pp.

Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecological characterisation of surface waters in the province of Overijssel (the Netherlands).

Zijlstra, J.J. 1978. The function of the Wadden Sea for the members of the fish-fauna. Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5. Wadden Sea Working Group: 20-25.

Fig. 2.1: Geographic areas visited yearly during each survey.

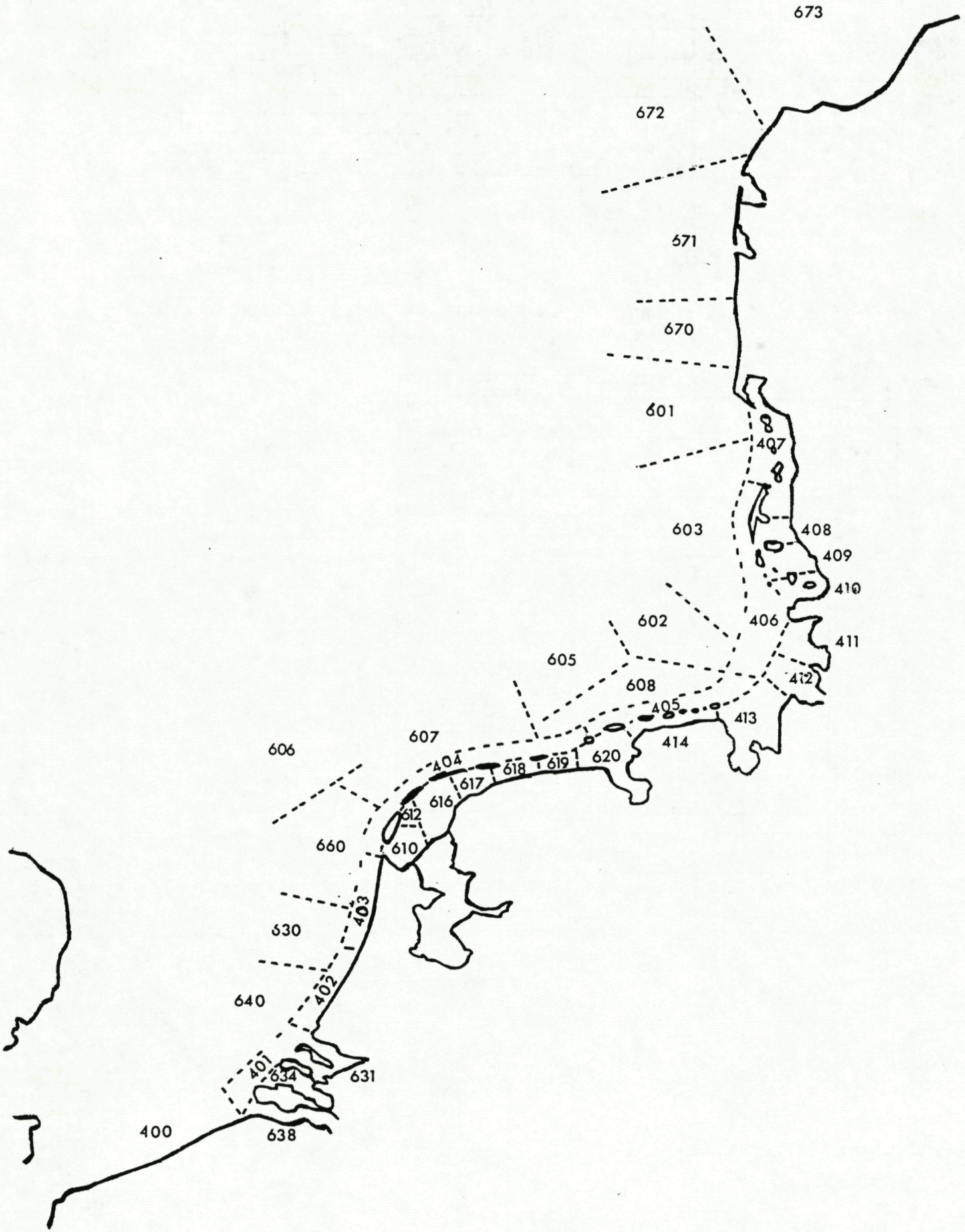


Table 2.1: Specifications of the conducted surveys.

Survey :	DFS	DFS	DFS	BTS	SNS
Vessel :	Stern	Schollevaar	Isis	Isis	Tridens
Code :	DFS,STE	DFS,SCH	DFS,ISI	BTS,ISI	SNS,TRI
Area :	Wadden sea	Scheldt estuary	Coastal zone	Open North Sea	Coastal zone, German Bight
Beam trawl size (m) :	3	3	6	8	6
Ground rope :	bobbins	bobbins	bobbins	chain + rubber discs	chain
Number of tickler chains :	1	1	1	8	4
Mesh size (stretched mesh) :	20	20	20	40	45
Haul duration (min) :	15	15	15	30	15
Towing speed (knots) :	3	3	3	4	4
Month :	Sept.-Oct.	Sept.-Oct.	Sept.-Oct.	Aug.-Sept	Sept.-Oct.

Table 2.2: Total amount of samples taken in the research areas by DFS and SNS surveys in the period 1990-1994.

AREA	DFS,ISI	DFS,SCH	DFS,STE	SNS,TRI	TOTAL
401	106	.	.	.	106
402	78	.	.	.	78
403	53	.	.	.	53
404	137	.	.	.	137
405	74	.	.	.	74
406	99	.	.	.	99
407	29	.	.	.	29
601	.	.	.	30	30
602	.	.	.	20	20
603	.	.	.	23	23
605	.	.	.	19	19
606	.	.	.	19	19
607	.	.	.	43	43
608	.	.	.	24	24
610	.	.	114	.	114
612	.	.	11	.	11
616	.	.	129	.	129
617	.	.	64	.	64
618	.	.	48	.	48
619	.	.	33	.	33
620	.	.	128	.	128
630	.	.	.	27	27
634	.	166	.	.	166
638	.	148	.	.	148
640	.	.	.	20	20
660	.	.	.	33	33
TOTAL	576	314	527	258	1675

Table 2.3: Abiotic variables used in the analysis.

Variable	description	numeric/character
Gear type/vessel	5 different types	character
Position	Northing Easting	numeric
Secchi-depth (m)		numeric
Surface salinity		numeric
Surface temperature		numeric
Bottom salinity		numeric
Bottom temperature		numeric
Distance tot the coas	(nautical miles)	numeric
Wind force	0-12	numeric
Wind direction	12 directions	character
Month	Aug./Sept/Oct.	character
Year	1990-1994	character

Table 2.4: Distribution of the number of hauls sampled over the years and the surveys.

Year/survey	DFS,STE	DFS,SCH	DFS,ISI	SNS,TRI	BTS,ISI
1990	101	62	117	51	94
1991	110	62	107	46	98
1992	101	64	119	55	97
1993	111	58	118	50	100
1994	104	68	115	56	91
Total number of valid hauls :	527	314	576	258	480

Table 3.2: Number of species present in the different classes of relative abundance.

Relative abundance	Number of species listed in a class
Present in <0.5% of the sampling sites	27
Present in <5% of the sampling sites	17
Present in 5-25% of the sampling sites	22
Present in 25-50% of the sampling sites	16
Present in 50-75% of the sampling sites	7
Present in >75% of the sampling sites	0

Table 3.1: Total catch, minimum and maximum values of the catch per haul and relative abundance of the species present in the dataset, calculated for the individual surveys and the sum of all surveys.

					BTS,ISI	BTS,ISI	DFS,ISI	DFS,ISI	DFS,SCH	DFS,SCH	DFS,STE	DFS,STE	SNS,TRI	SNS,TRI
Scientific name	**%abundance**	**Total catch**	**MIN**	**MAX**	**Total catch**	**%abundance**	**Total catch**	**%abundance**	**Total catch**	**%abundance**	**Total catch**	**%abundance**	**Total catch**	**%abundance**
Agonus cataphractus	40.37	123370.6	0	34821.07	87334.63	62.08	15206.68	32.99	1216	11.15	9635.28	38.52	9978	55.81
Alosa fallax	1.11	206.15	0	42.67	6	0.21	.	0.00	.	0.00	198.15	4.17	2	0.39
Ammodytidae sp	13.23	23028.89	0	4992	340.32	6.25	21391.24	26.74	821.33	14.01	416	7.40	60	6.98
Anguila anguila	5.01	815.29	0	42.67	99.96	3.13	112	3.30	490.67	16.24	90.67	3.04	22	2.71
Arnoglossus laterna	35.36	99999.78	0	2755.92	78068.35	83.13	10323.43	27.26	5.33	0.32	10.67	0.38	11592	78.68
Belone belone	1.53	372.31	0	64	249.65	3.54	8	0.52	5.33	0.32	5.33	0.19	104	4.26
Buglossidium luteum	33.36	188415.51	0	24416	98225.98	71.67	71369.52	28.65	.	0.00	.	0.00	18820	81.40
Callionymus sp	47.15	234799.93	0	25315.29	121943.73	90.83	79910.2	59.55	.	0.00	.	0.00	32946	91.86
Callionymus sp	17.45	13331.21	0	426.67	6	0.42	1974.33	12.85	1424	21.66	9922.87	43.64	4	0.78
Ciliata mustela	30.21	117047.74	0	9813.33	918.41	8.33	23232.94	23.09	23909.33	39.81	68897.05	65.65	90	2.71
Clupea harengus	0.84	107.17	0	26.67	16.5	1.25	10.67	0.52	.	0.00	80	1.71	.	0.00
Cyclopterus lumpus	1.35	3515.67	0	2730.67	9	0.63	8	0.35	3498.67	7.64	.	0.00	.	0.00
Dicentrarchus labrax	0.6	154.67	0	48	.	0.00	.	0.00	154.67	4.14	.	0.00	.	0.00
Engraulis encrasicolus	21.3	39681.33	0	6639.8	36874.67	65.00	213.33	3.30	5.33	0.32	16	0.38	2572	48.45
Eutrigla gurnardus	16.75	11224.37	0	2934.3	5654.37	24.17	2946.67	16.49	85.33	3.18	1776	17.08	762	19.38
Gadus morhua (0-25cm.)	7.56	2845.24	0	1296	2772.57	30.00	26.67	1.22	5.33	0.32	10.67	0.38	30	3.49
Gadus morhua (>25)	21.48	14069.6	0	2934.3	8426.94	42.71	2973.33	17.19	90.67	3.18	1786.67	17.27	792	22.48
Gadus morhua totaal	0.79	1579.03	0	1102.37	1102.37	0.21	181.33	0.35	224	1.59	37.33	1.14	34	1.16
Gasterosteus aculeatus	41.16	1392334.3	0	98048	21514.32	11.67	731200.6	60.07	10.67	0.32	624078.71	74.76	15530	34.88
Gobius sp	2.09	4013.73	0	1405.1	4005.73	9.17	8	0.17	.	0.00	.	0.00	0	0.00
Hippoglossoides platessoides	12.53	8282.01	0	1589.33	3503.25	26.04	4350.1	13.19	181.33	5.41	85.33	3.04	162	13.95
Hyperoplus lanceolatus	64.69	440583.34	0	32160	73341.32	45.00	186013.38	85.59	21888	55.10	148180.63	69.83	11160	55.81
Limanda limanda (0-10cm)	59.77	638551.86	0	46781.63	522252.43	92.92	34643.82	62.15	4261.33	26.75	29044.28	30.17	48350	93.41
Limanda limanda (10-15cm)	55.31	475731.19	0	18431.63	402582.4	94.79	23505.36	59.55	1141.33	13.69	2294.1	18.60	46208	98.06
Limanda limanda (15-20cm)	46.82	93952.13	0	9945.27	75529.63	91.67	8568.77	44.27	85.33	2.87	658.4	12.71	9110	92.25
Limanda limanda(20-25cm)	27.19	8394.14	0	970.66	6798.42	64.38	664.39	19.79	0	0.00	133.33	3.61	798	55.81
Limanda limanda (>25cm)	87.38	1657545.33	0	66618.37	1080504.2	99.17	253395.71	97.57	27376	62.74	180337.41	74.19	115932	99.61
Limanda limanda totaal	11.32	9822.52	0	853.33	.	0.00	665	9.20	310.86	7.01	8842.67	31.88	4	0.39
Liparis liparis	0.51	30	0	6	30	2.29	.	0.00	.	0.00	.	0.00	0	0.00
Lophius piscatorius	46.5	161066	0	13824	79125.41	59.58	49508.38	41.15	357.33	11.78	24210.87	58.63	7864	51.55
Merlangus merlangus (0-15cm)	51.04	86295.91	0	2218.67	29331.98	70.00	33476.47	48.09	1045.33	18.47	14668.13	44.40	7774	75.58
Merlangus merlangus (15-25cm)	21.9	10464.41	0	564	7694.82	50.21	1044.26	13.54	0	0.00	229.33	4.17	1496	50.78
Merlangus merlangus (>25cm)	64.32	311212.98	0	53386.67	116152.21	82.50	84029.11	61.46	1402.67	22.93	92495	65.84	17134	84.11
Merlangus merlangus totaal	0.93	71.63	0	10.13	71.63	4.17	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Merluccius merluccius	8.12	9383.23	0	3045.87	8788.37	24.79	54.86	1.39	181.33	4.46	10.67	0.38	348	12.40
Microstomus kitt	69.79	1657	0	156	903	6.88	.	100.00	.	100.00	.	100.00	754	20.93
Mullus surmuletus	19.68	21252.17	0	5377.69	13738.52	14.38	1637.34	15.97	848	17.83	4044.31	31.88	984	15.12
Myoxocephalus scorpius	10.16	45912.38	0	12629.33	.	0.00	1325.71	5.03	26.67	1.59	44560	35.10	.	0.00
Osmerus eperlanus	4.08	1664.37	0	336	370.13	0.63	122.67	1.74	176	6.37	993.58	10.25	2	0.39
Pholis gunnellus	0.56	188	0	48	162	1.88	8	0.17	.	0.00	.	0.00	18	0.78
Phrynorhombus norvegicus	33.69	30194	0	4401.48	9801.18	20.63	2373.72	39.58	2316.19	28.66	15174.92	46.11	528	25.58
Platichthys flesus	68.49	627946.94	0	34192	112896.35	26.88	177341.74	85.24	42554.67	76.75	270560.18	95.26	24594	43.80
Pleuronectes platessa (0-15cm)	69.98	434487.24	0	41794.21	323176.7	86.67	33748.44	76.56	11741.71	54.78	11030.39	44.40	54790	94.96
Pleuronectes platessa (15-25cm)	40.32	99170.87	0	16775.15	90087.32	96.25	1192.02	18.23	1756.19	22.29	117.33	2.66	6018	84.50
Pleuronectes platessa (>25cm)	94.85	1162220.05	0	56580.18	526775.37	97.50	212282.21	94.44	56052.57	85.35	281707.9	96.02	85402	100.00
Pleuronectes platessa totaal	13.6	1915.32	0	648	1915.32	7.29	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	100.00
Raja sp	4.5	3781.58	0	396	3680.25	17.08	5.33	0.35	.	0.00	.	0.00	96	5.04
Rhinonemus cimbrius	0.6	231.17	0	74.67	58.5	1.04	.	0.00	0	0.00	170.67	1.33	2	0.39
Scophtalmus maximus (0-15cm)	7.52	1531.83	0	120	1337.16	23.33	.	0.00	16	0.96	26.67	0.57	152	17.05
Scophtalmus maximus (15-25cm)	15.64	1636.04	0	81	1536.04	62.29	.	0.00	0	0.00	16	0.38	84	13.95
Scophtalmus maximus (>25cm)	18.52	4014.03	0	615	3546.7	66.88	.	0.00	16	0.96	213.33	2.09	238	24.81
Scophtalmus maximus totaal	1.21	135.82	0	10.67	3	0.42	.	0.00	21.33	1.27	107.49	3.42	4	0.78
Scophthalmus rhombus (0-15cm)	4.18	555.81	0	48	426.48	13.13	.	0.00	32	1.91	69.33	1.90	28	4.26
Scophthalmus rhombus (15-25cm)	11.23	1264.03	0	55.79	1176.7	42.50	.	0.00	5.33	0.32	0	0.00	82	14.34
Scophthalmus rhombus (>25cm)	14.11	1955.67	0	57	1606.18	46.25	.	0.00	58.67	3.50	176.82	4.74	114	17.83
Scophthalmus rhombus totaal	1.39	115.67	0	12	63	3.75	16	0.87	.	0.00	10.67	0.19	26	2.33
Scomber scomber	1.02	3274.5	0	1536	3274.5	4.58	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Scyliorhinus canicullus	41.39	95476.66	0	18090.67	1600.63	9.38	48628.34	60.94	8112	51.27	34389.68	49.15	2746	29.46
Solea solea (0-15cm)	40.74	69714.53	0	8100	58737.39	83.54	2033.15	23.78	2096	32.80	576	4.17	6272	83.33
Solea solea (15-25cm)	30.81	26270.29	0	2592	24515.25	94.58	355.05	7.47	245.33	7.01	26.67	1.14	1128	53.88
Solea solea (>25cm)	72.3	191536.15	0	18304	84853.27	95.83	51016.54	68.06	10453.33	62.42	35067.02	50.28	10146	94.96
Solea solea totaal	16.33	18269.97	0	1584.3	2722.8	8.54	5741.02	16.67	1312	8.28	8262.15	31.69	232	8.53
Sprattus sprattus	20.65	92647.5	0	5450.67	223.5	3.13	6400	12.67	1808	21.34	84064	51.04	152	8.14
Syngnathus sp	16.57	13407.26	0	1248	2614.69	24.79	5492.57	15.10	2122.67	13.38	69.33	1.71	3108	38.76
Trachurus trachurus	19.54	67862.56	0	3072	39630.24	35.00	12495.65	20.14	26.67	1.59	176	3.42	15534	44.19
Trachinus vipera	31.32	12972.79	0	288	7045.04	62.29	2731.08	28.65	26.67	1.59	192	4.74	2978	70.16
Trigla lucerna	27.29	67055.72	0	12312	21084.32	20.21	12213.11	26.22	21461.33	44.27	6572.95	22.77	5724	31.40
Trisopterus luscus	7.84	25157.04	0	11016	22934.33	14.79	836.05	7.29	37.33	1.59	309.33	2.47	1040	14.73
Trisopterus minutus	20.51	19791.53	0	768	1478.12	5.00	2413.33	10.07	3728	23.89	11674.08	49.72	498	8.91
Zoarces viviparis														
abundance<0.5%														
Aspitrigla cuculus	0.46	274.5	0	72	274.5	2.08	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Atherina presbyter	0.28	69.33	0	21.33	.	0.00	.	0.00	69.33	1.91	.	0.00	.	0.00
Coryphaenoides rupestris	0.05	3	0	3	3	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Crenomugil labrosus	0.05	12	0	12	12	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Entelurus aequoreus	0.32	26	0	5.33	6	0.42	.	0.00	16	0.96	.	0.00	4	0.78
Galeorhinus galeus	0.32	111.04	0	48	108.38	1.25	2.67	0.17	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Glyptocephalus cynoglossus	0.09	35	0	32	3	0.21	32	0.17	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Gobius niger	0.09	167.33	0	162	162	0.21	.	0.00	5.33	0.32	.	0.00	.	0.00
Lampetra fluviatilis	0.42	37.33	0	5.33	.	0.00	10.67	0.69	.	0.00	26.67	0.95	.	0.00
Lepidorh. whitiagonis	0.05	10.67	0	10.67	.	0.00	10.67	0.17	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Lumpenus lampretaeformis	0.19	258.46	0	247.96	258.46	0.83	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Microchirus variegatus	0.05	3	0	3	3	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Mola mola	0.05	1.5	0	1.5	1.5	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Molva molva	0.14	1323	0	1296	1323	0.63	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Mugilidae sp	0.14	19.33	0	12	12	0.21	.	0.00	.	0.00	5.33	0.19	2	0.39
Mustelus mustelus	0.05	24	0	24	24	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Petromyzon marinus	0.23	16	0	5.33	.	0.00	10.67	0.69	5.33	0.32	.	0.00	.	0.00
Pollachius pollachius	0.05	2	0	2	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00	2	0.39
Pollachius virens	0.05	5.33	0	5.33	.	0.00	.	0.00	.	0.00	5.33	0.19	.	0.00
Ranceps raninus	0.05	2	0	2	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00	2	0.39
Salmo trutta	0.05	1.5	0	1.5	1.5	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Sardina pilchardus	0.05	3	0	3	3	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Solea lascaris	0.42	42.46	0	10.13	37.13	1.46	5.33	0.35	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Spondyliosoma cantharus	0.05	341.33	0	341.33	.	0.00	.	0.00	.	0.00	341.33	0.19	.	0.00
Squalus acanthias	0.19	199.17	0	170.67	28.5	0.63	170.67	0.17	.	0.00	.	0.00	.	0.00
Trisopterus esmarki	0.05	2	0	2	0	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00	2	0.39
Zeus faber	0.05	1.5	0	1.5	1.5	0.21	.	0.00	.	0.00	.	0.00	.	0.00

Table 3.3: Eigenvalues and the proportion of explained variance of the first ten principal components.

	Eigenvalue	Proportion	Cumulative
PRIN1	9.08655	0.146557	0.146557
PRIN2	3.83298	0.061822	0.208379
PRIN3	3.00229	0.048424	0.256803
PRIN4	2.11962	0.034187	0.29099
PRIN5	1.99326	0.032149	0.323139
PRIN6	1.7703	0.028553	0.351692
PRIN7	1.52076	0.024528	0.37622
PRIN8	1.45475	0.023464	0.399684
PRIN9	1.39008	0.022421	0.422105
PRIN10	1.30072	0.020979	0.443084

Fig. 3.1a: Sampling sites plotted according to their first two principal components.

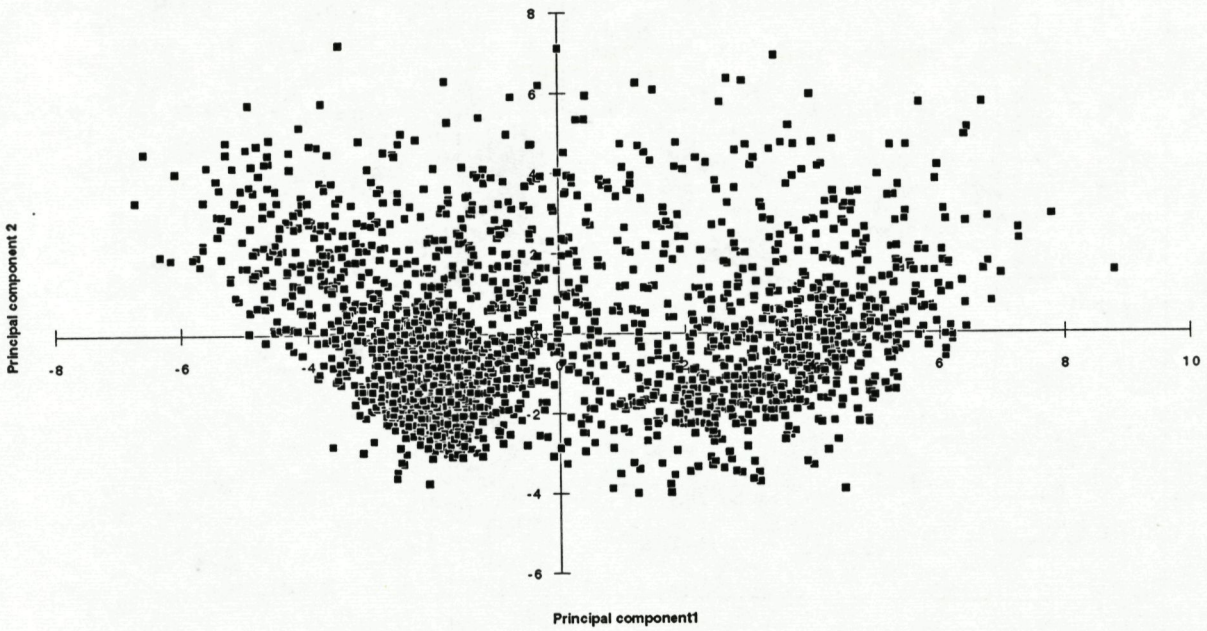
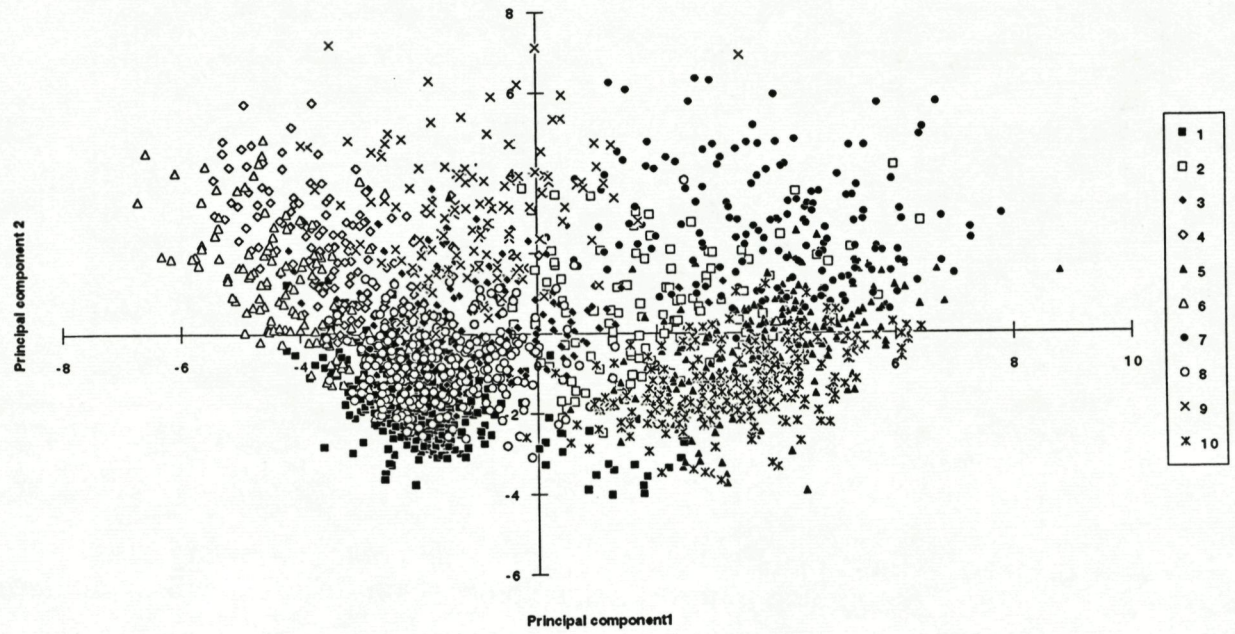


Fig. 3.1b: Sampling sites plotted according to their first two principal components.
Label = cluster number obtained by the 10 cluster classification.



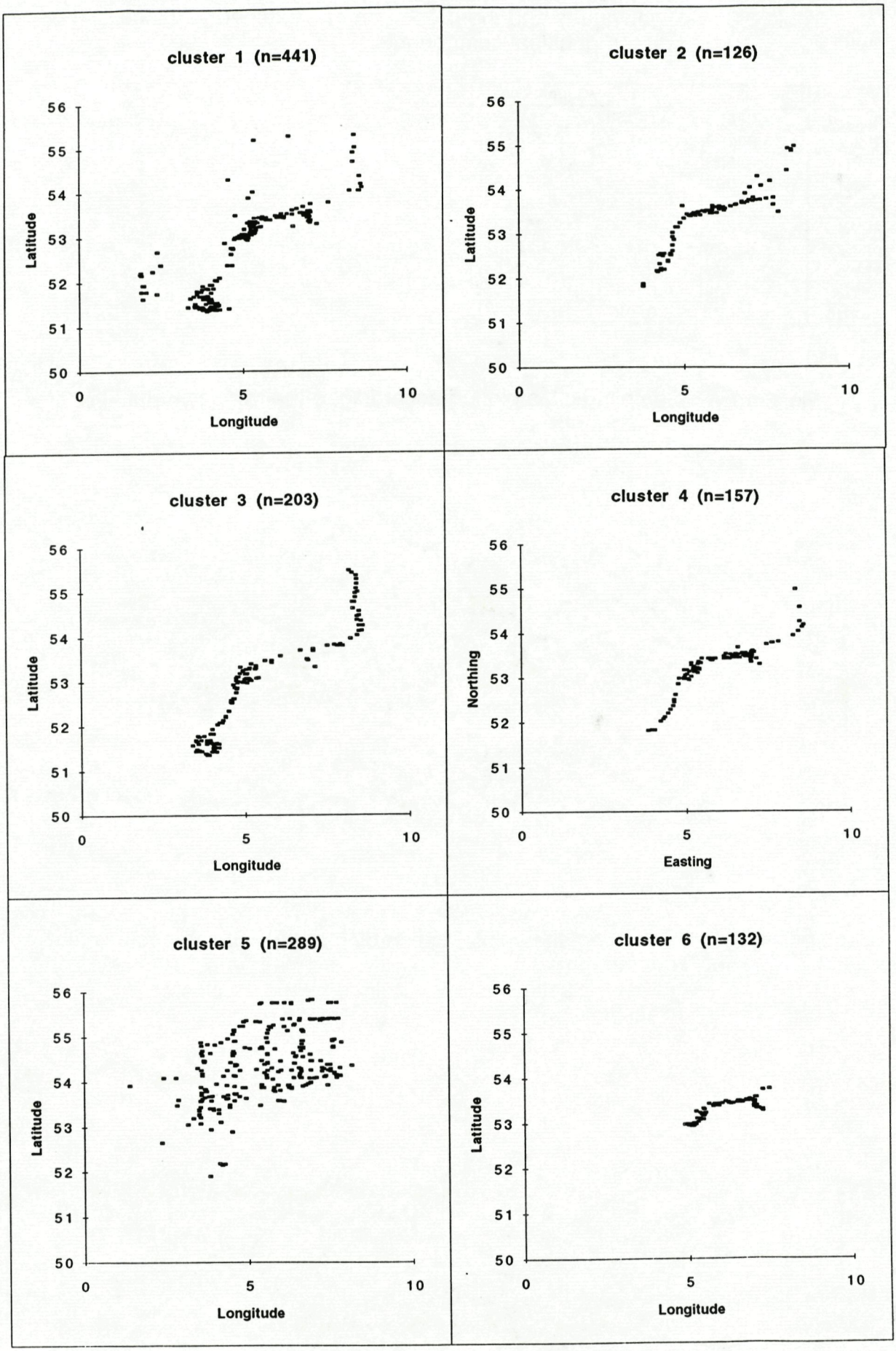


Fig. 3.2: Plots of the 10 cluster classification of the sampling sites according to the species composition (FASTCLUS procedure).

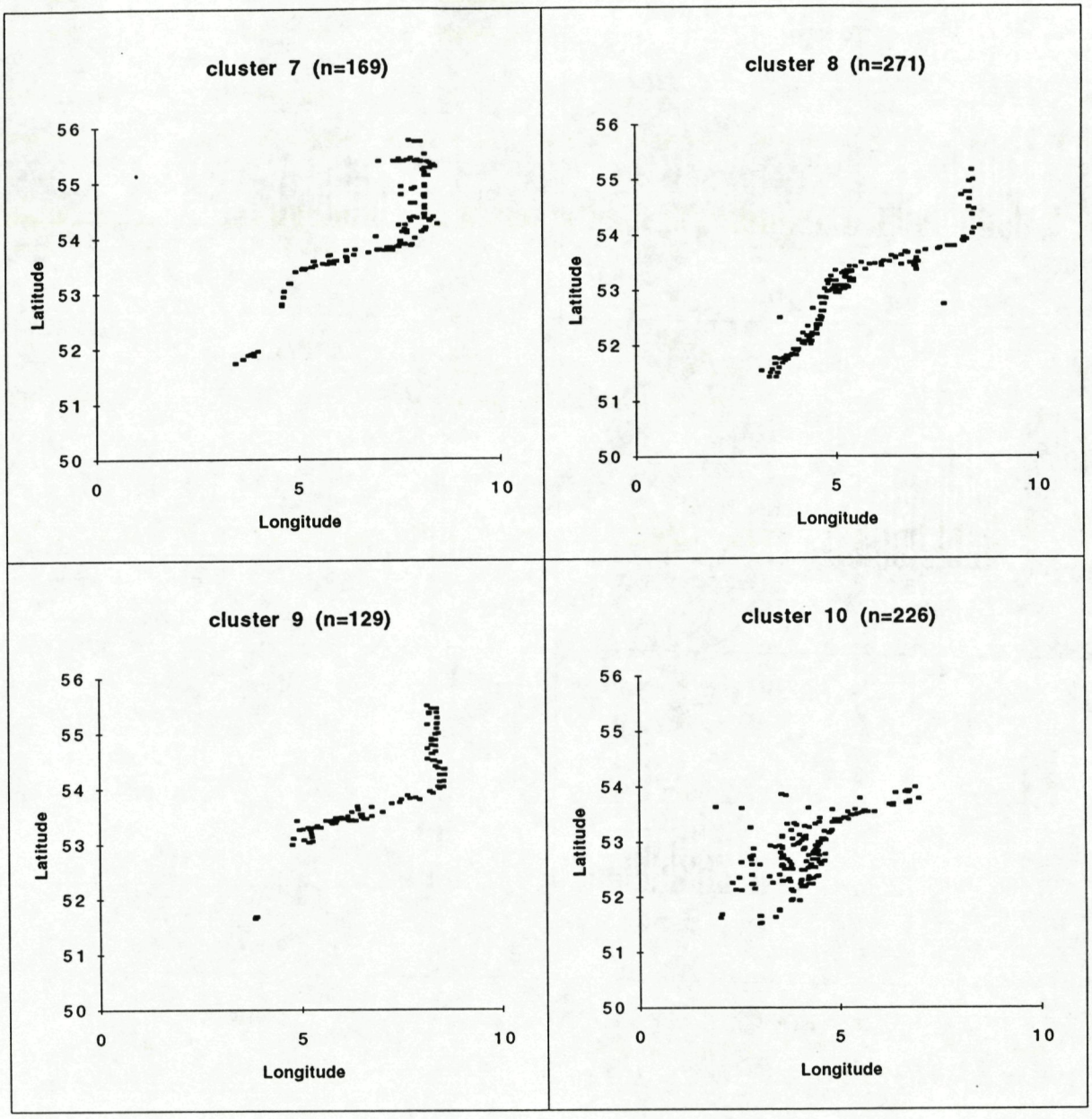

cluster 7 (n=169)
cluster 8 (n=271)
cluster 9 (n=129)
cluster 10 (n=226)
Latitude
Longitude
56
55
54
53
52
51
50
0
5
10

Fig. 3.2:

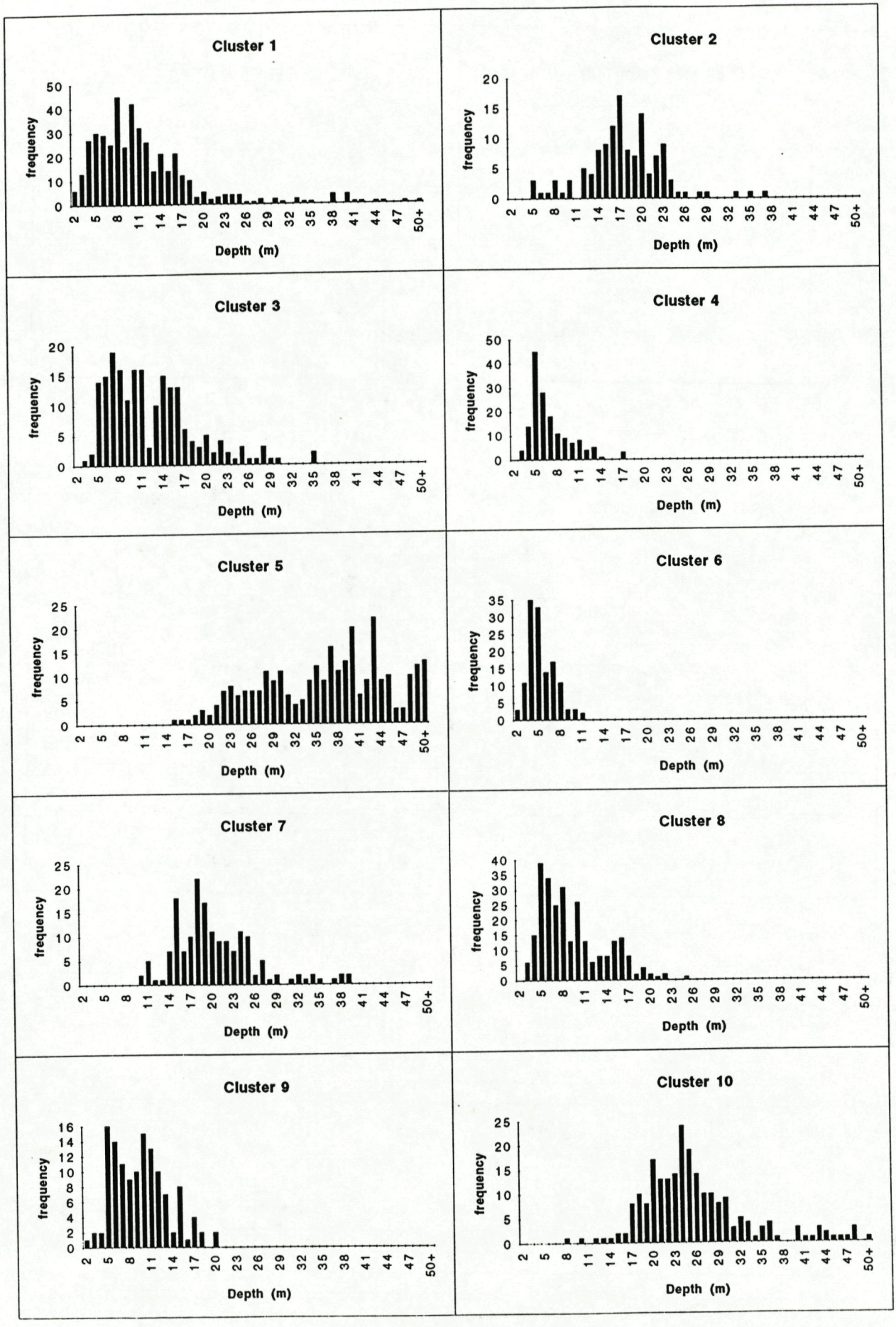


Fig. 3.3: Plots of the frequency distribution of depth for each cluster in the 10 cluster classification.

Fig. 3.4: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m. (10 cluster classification).

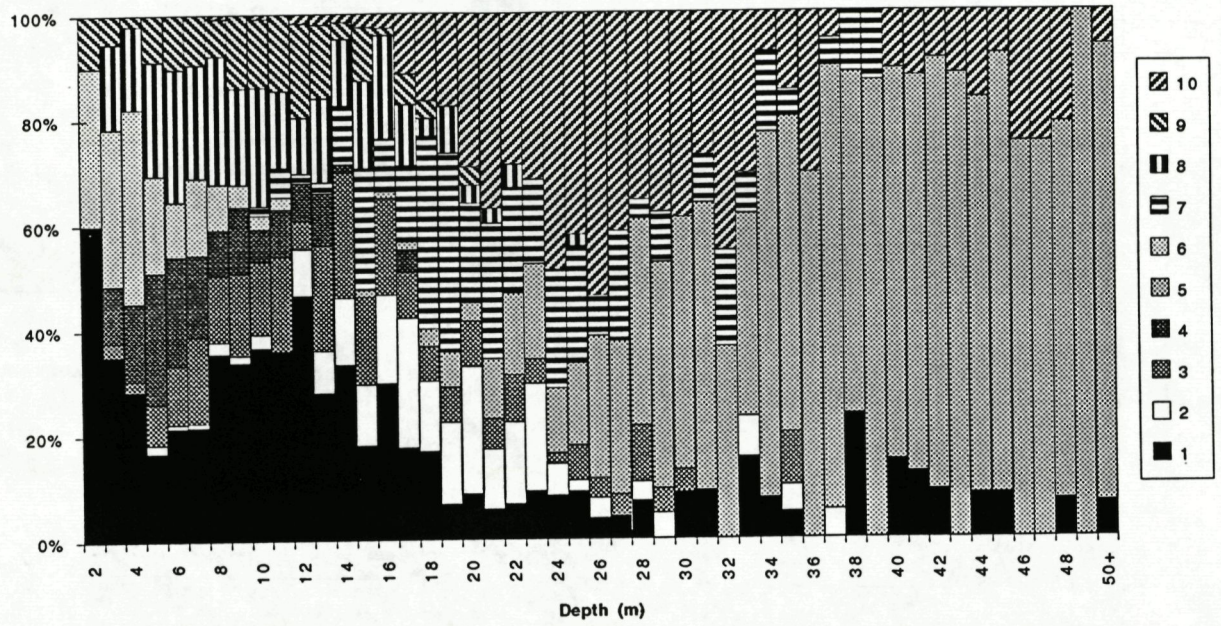


Table 3.4: Distribution of the number of hauls of the surveys in each cluster (10 cluster classification).

Cluster	BTS,ISI	DFS,ISI	DFS,SCH	DFS,STE	SNS,TRI	Total
1	21	48	240	131	1	441
2	14	82	.	.	30	126
3	4	96	70	30	3	203
4	.	38	.	119	.	157
5	228	1	.	.	60	289
6	.	2	.	130	.	132
7	90	8	.	.	71	169
8	2	196	.	67	6	271
9	2	70	3	49	5	129
10	118	27	.	.	79	224
Total	479	568	313	526	255	2141

Table 3.5: Distribution of the number of hauls of the years in each cluster (10 cluster classification).

Cluster	1990	1991	1992	1993	1994	Total
1	66	90	100	96	89	441
2	16	12	33	36	29	126
3	49	51	52	23	28	203
4	13	49	15	25	55	157
5	60	60	57	59	53	289
6	21	13	22	39	37	132
7	40	35	46	26	22	169
8	42	51	50	74	54	271
9	78	15	13	7	16	129
10	38	46	45	50	45	224
Total	423	422	433	435	428	2141

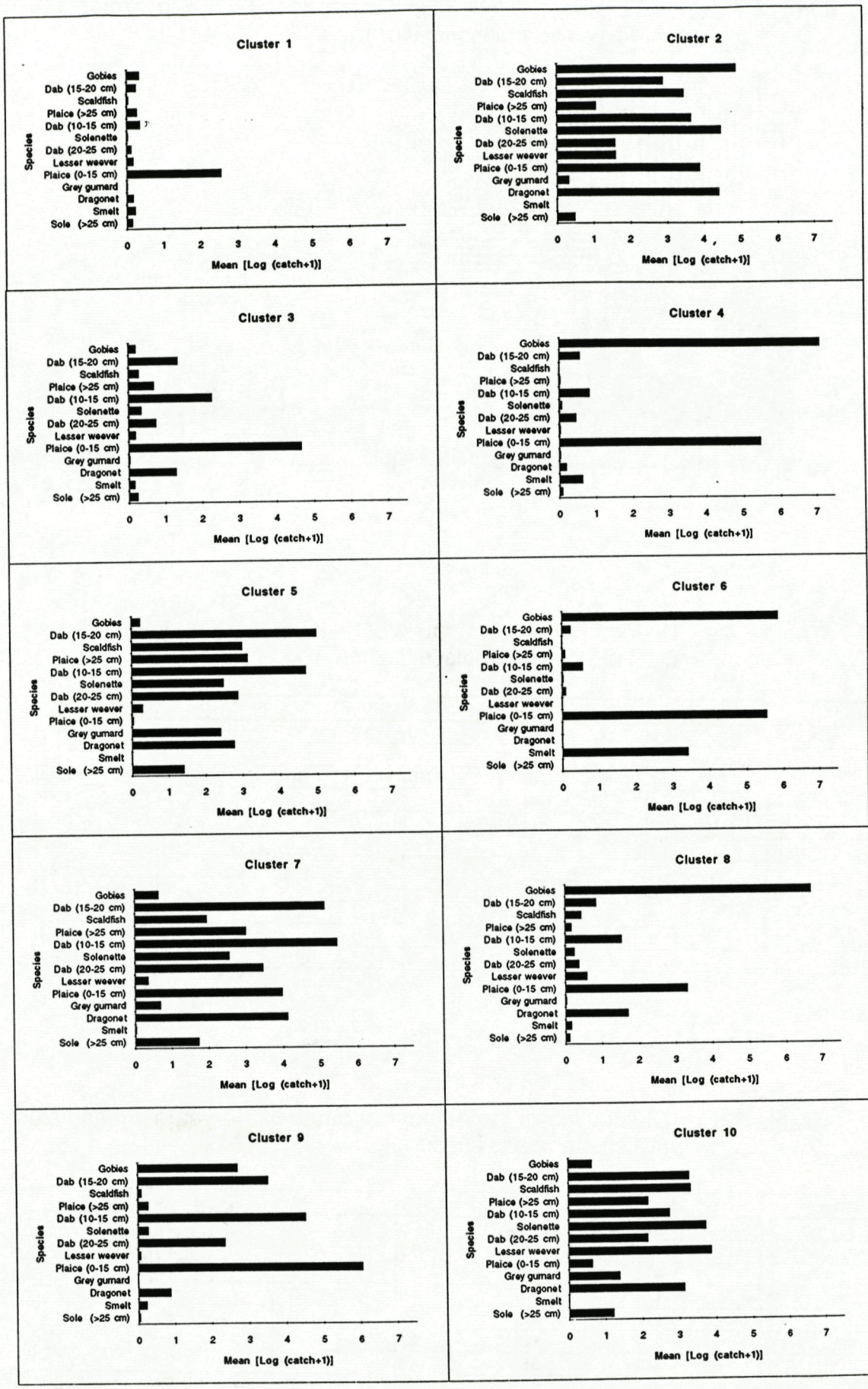


Fig. 3.5: Mean values (log_e (catch+1)) of the species which mainly account ($R^2 > 0.4$) for the separation of the hauls in the 10 cluster classification according to the species distribution. The species are listed by decreasing R^2 values.

	Cluster	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
R^2	Species										
0.41	**Sole (>25 cm)**	0.15	0.47	0.24	0.08	1.41	0	1.73	0.1	0.04	1.21
0.47	**Smelt**	0.23	0	0.16	0.62	0	3.4	0.02	0.15	0.22	0
0.5	**Dragonet**	0.17	4.41	1.29	0.19	2.77	0	4.12	1.7	0.87	3.14
0.53	**Grey gurnard**	0.01	0.32	0.03	0.03	2.41	0	0.69	0.02	0	1.38
0.55	**Plaice (0-15 cm)**	2.56	3.88	4.66	5.47	0.04	5.55	3.97	3.32	6.05	0.64
0.55	**Lesser weever**	0.17	1.6	0.19	0.03	0.29	0	0.36	0.58	0.06	3.88
0.56	**Dab (20-25 cm)**	0.12	1.58	0.74	0.45	2.88	0.09	3.47	0.37	2.36	2.16
0.59	**Solenette**	0.02	4.46	0.34	0.06	2.49	0.02	2.56	0.25	0.28	3.74
0.59	**Dab (10-15 cm)**	0.36	3.64	2.26	0.82	4.69	0.56	5.45	1.53	4.52	2.75
0.62	**Plaice (>25 cm)**	0.27	1.06	0.69	0.02	3.14	0.08	3.01	0.17	0.27	2.17
0.63	**Scaldfish**	0.04	3.45	0.27	0	3	0	1.96	0.43	0.09	3.33
0.7	**Dab (15-20 cm)**	0.25	2.89	1.34	0.56	4.99	0.24	5.12	0.85	3.52	3.29
0.76	**Gobies**	0.35	4.86	0.2	7.1	0.24	5.86	0.65	6.7	2.71	0.64

Table 3.6: Mean values ($\log_e$ (catch+1)) per cluster of the species which mainly account ($R^2 > 0.4$) for the separation of the hauls in the 10 cluster classification according to the species distribution.

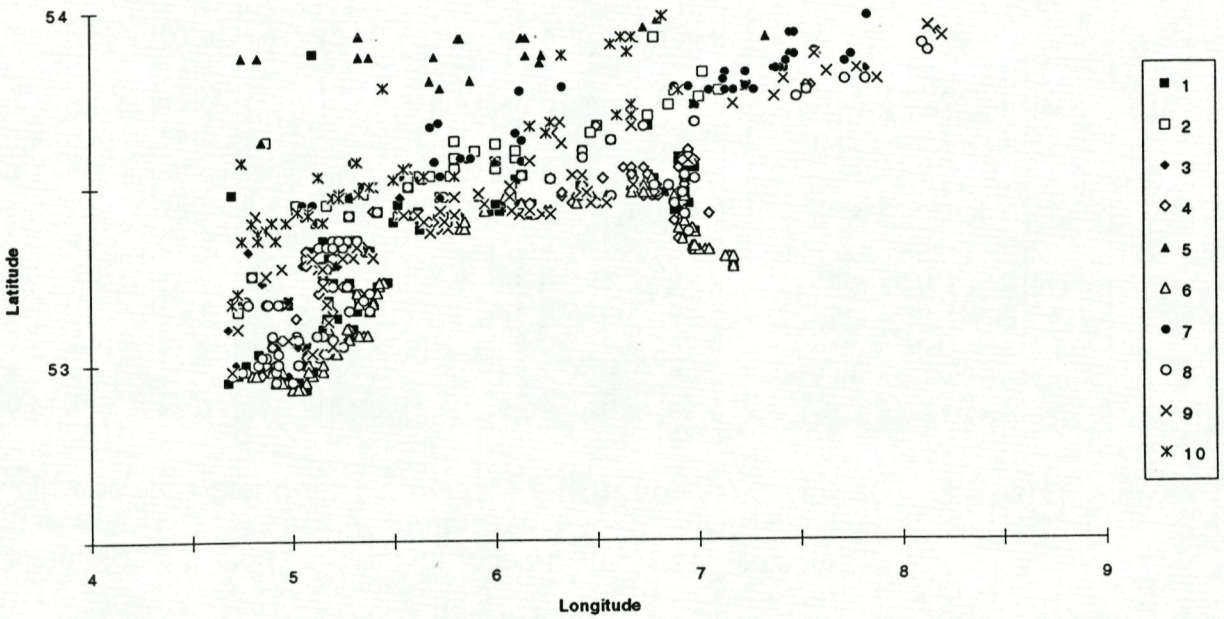


Fig 3.6: Sampling sites in the Waddensea area according to the 10 cluster classification.

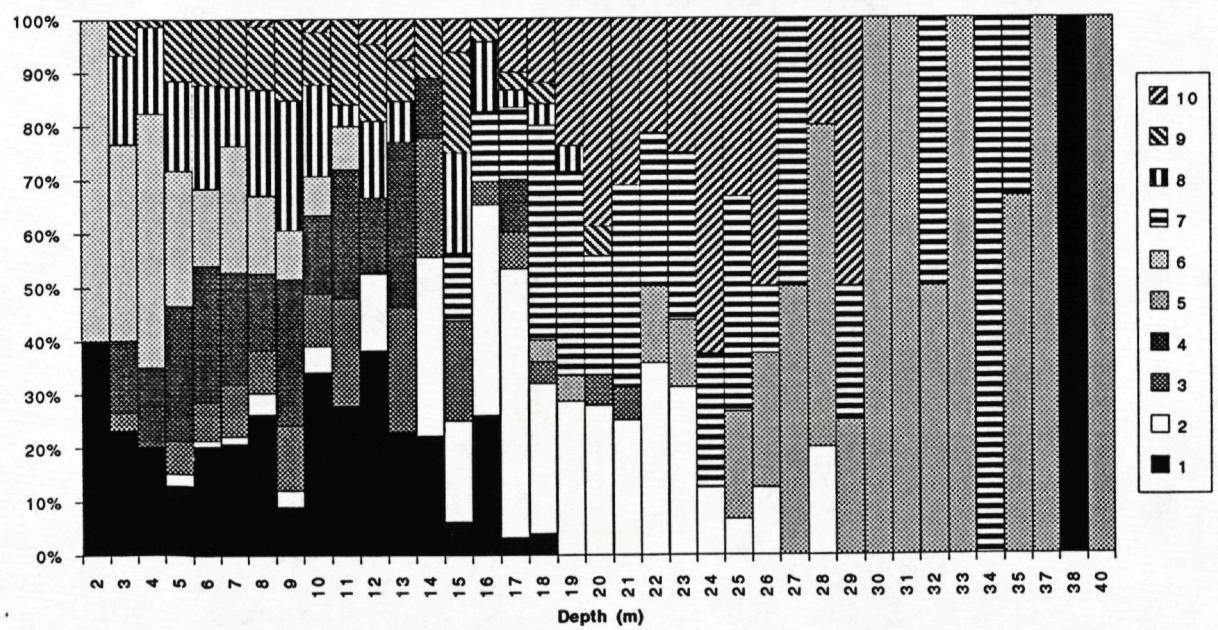


Fig. 3.7: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m. (10 cluster classification) in the Waddensea area.

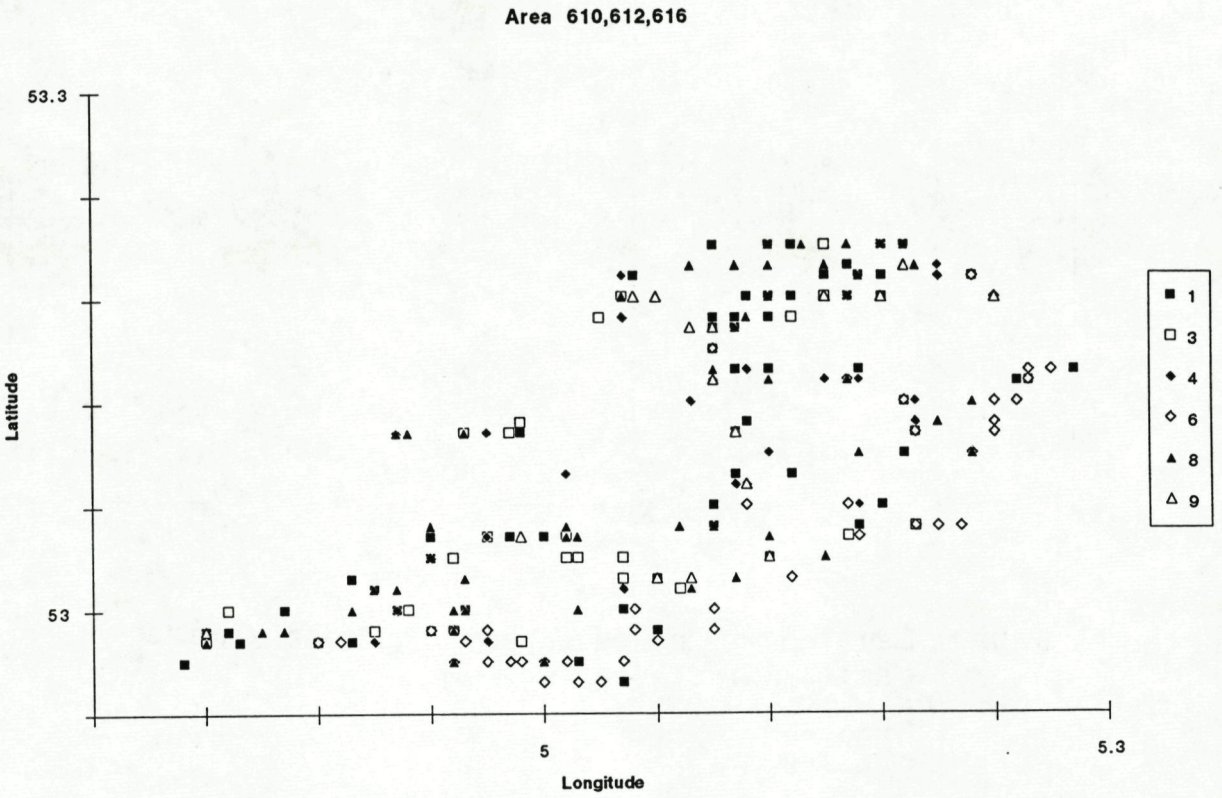


Fig 3.8: Sampling sites in the areas 610, 612 and 616 according to the 10 cluster classification.

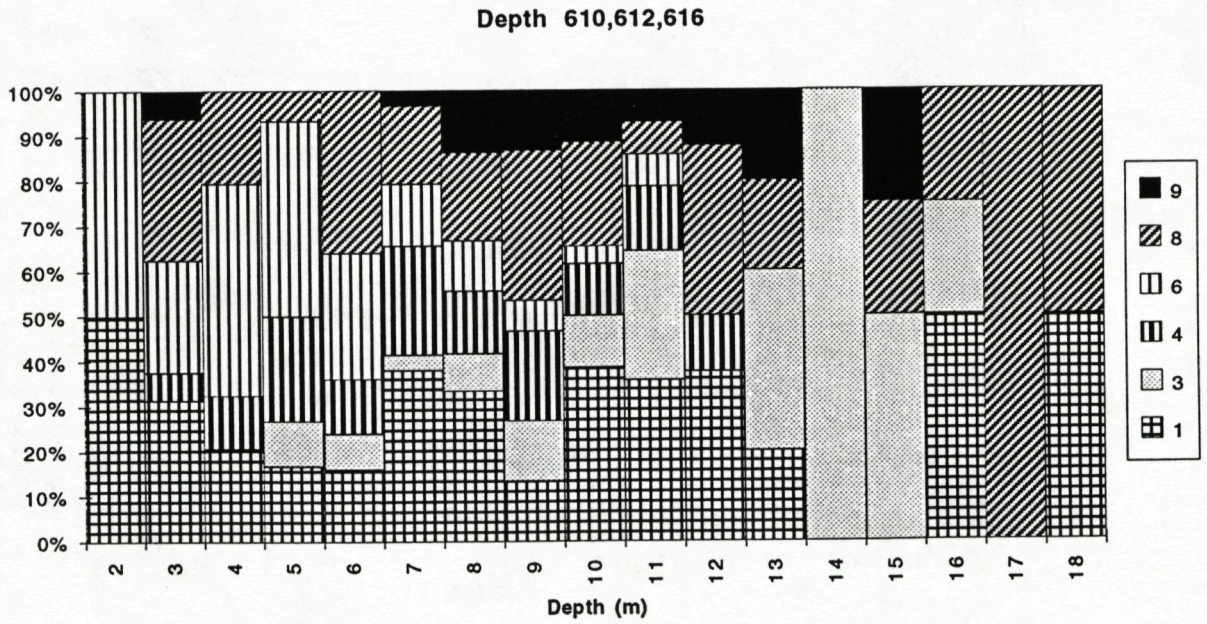


Fig. 3.9: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m (10 cluster classification) in the areas 610, 612 and 616.

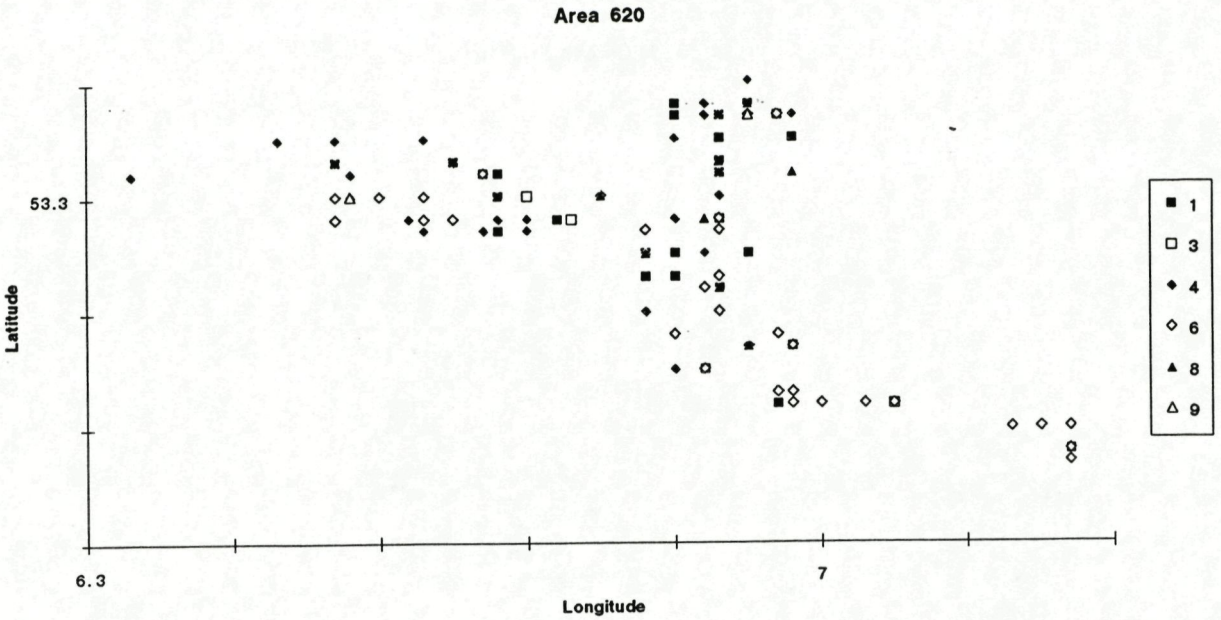


Fig 3.10: Sampling sites in area 620 according to the 10 cluster classification.

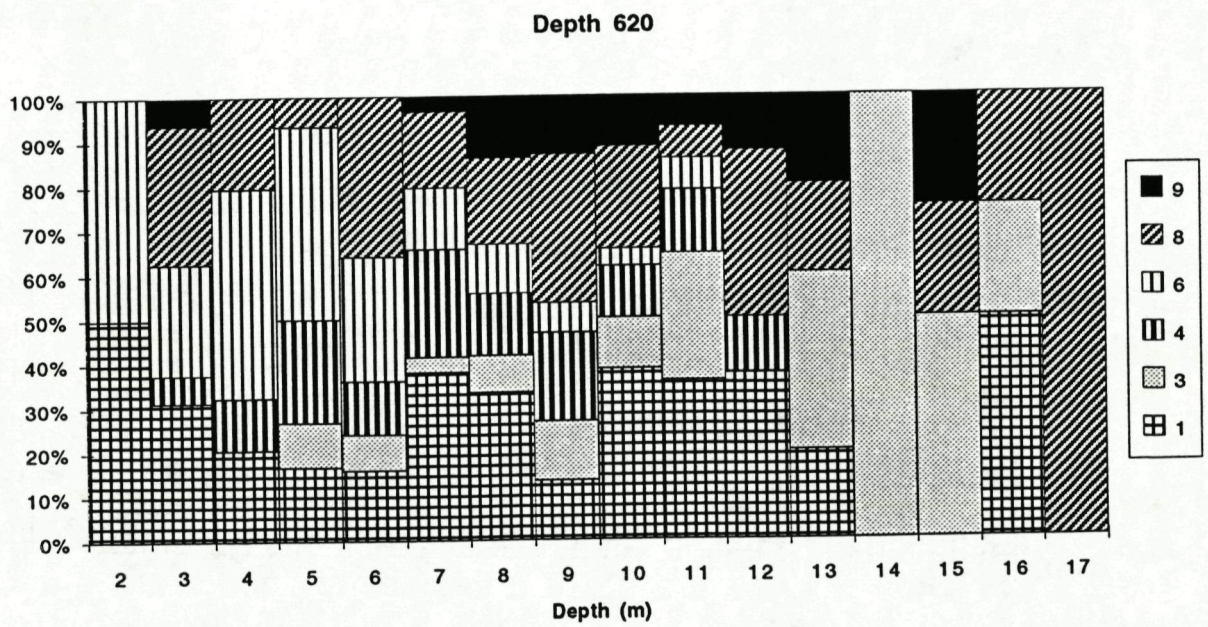


Fig. 3.11: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m (10 cluster classification) in area 620.

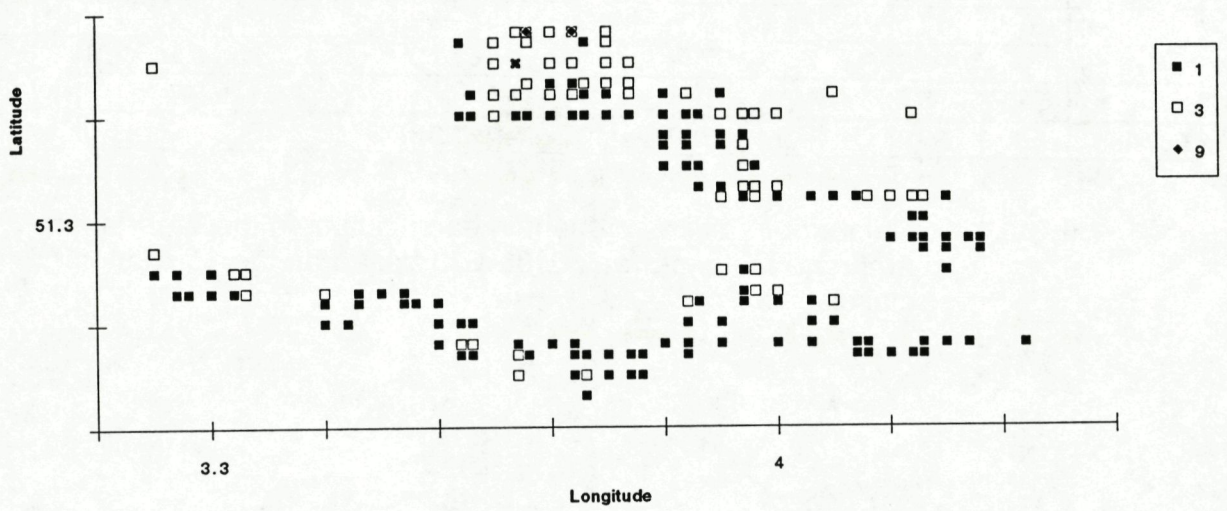


Fig 3.12: Sampling sites in area 634 and 638 (Easter and Wester Scheldt) according to the 10 cluster classification.

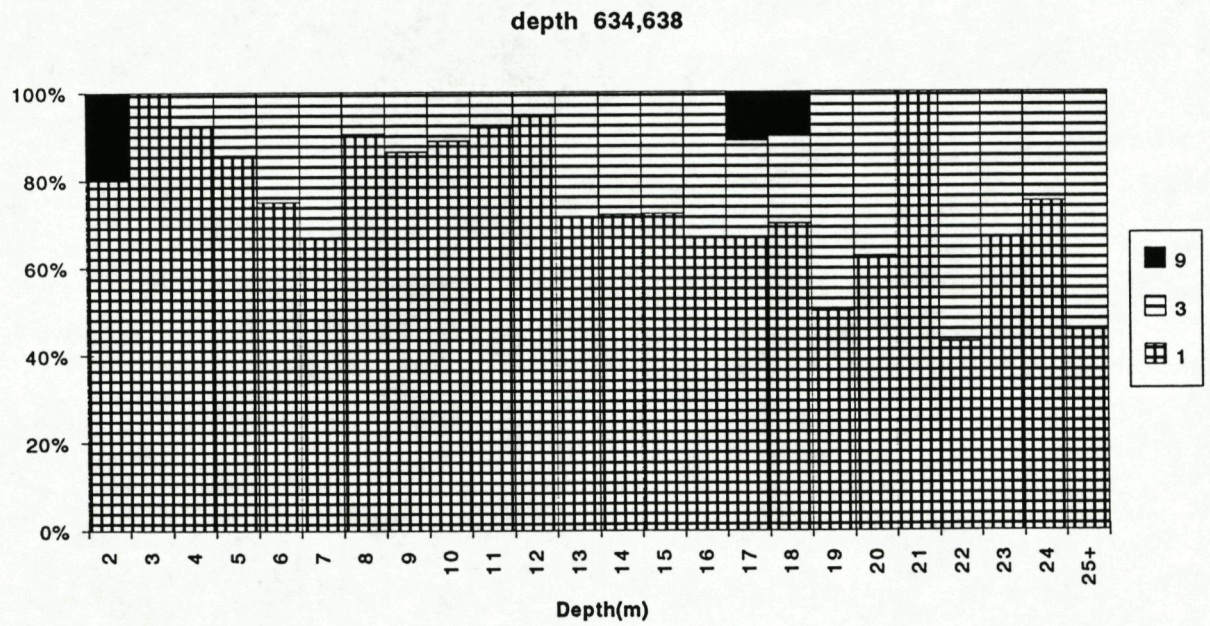


Fig. 3.13: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m (10 cluster classification) in area 634 and 638 (Easter and Wester Scheldt).

Cluster	Waddensea	Area 610	Area 612	Area 616	Area 620	Area 634	Area 638
1	143	28	2	39	34	110	130
2	81						
3	56	15	3	7	3	52	18
4	131	9	3	24	37		
5	29						
6	132	26		26	43		
7	62						
8	110	30	3	22	9		
9	73	6		10	2	3	
10	57						
Total:	874	114	11	128	128	165	148

Table 3.7: Number of stations present in each cluster in the Waddensea area and the sub-areas 610 - 638 based on the 10 cluster classification.

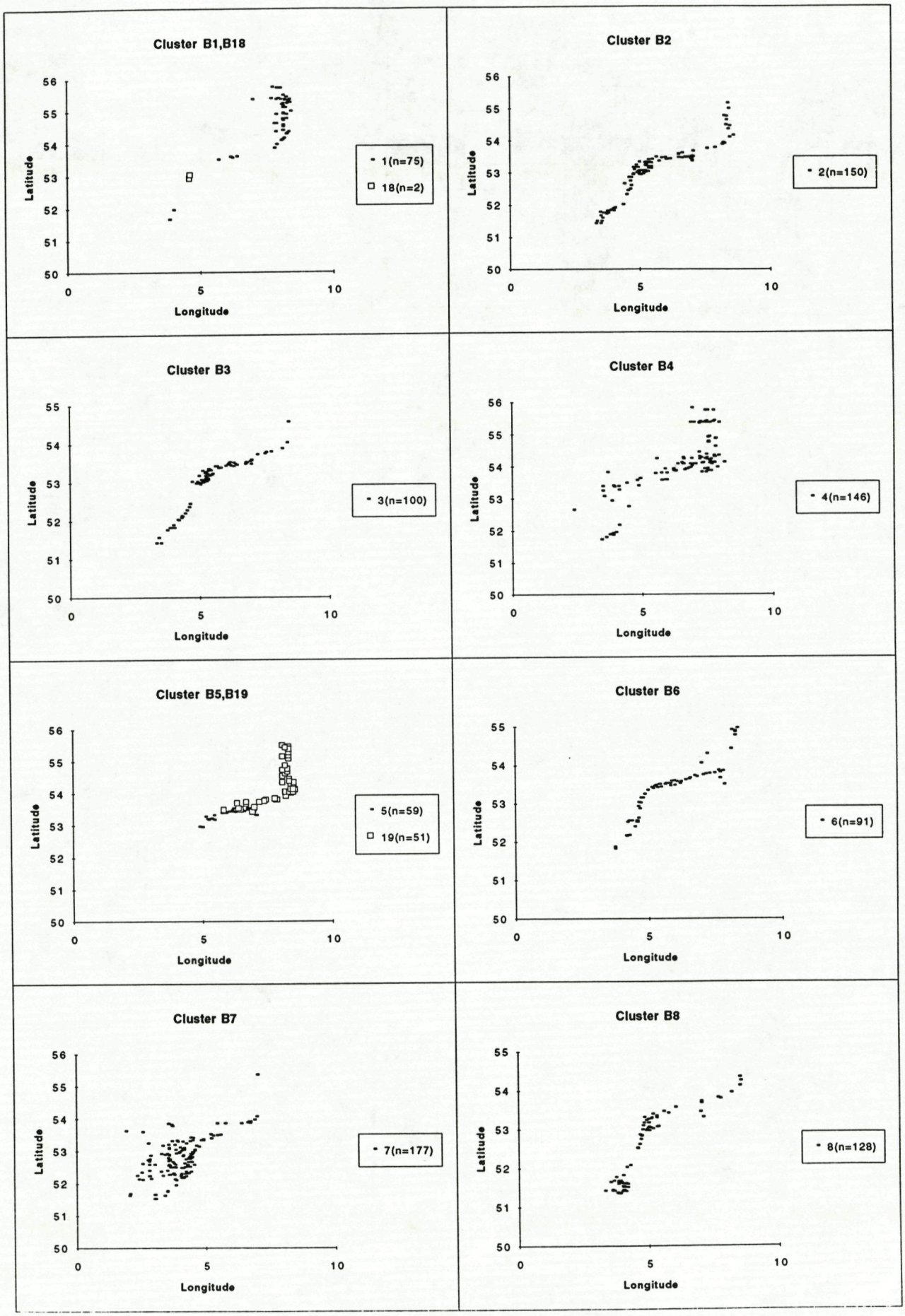


Fig. 3.14: Plots of the 20 cluster classification of the sampling sites according to the species composition (FASTCLUS procedure).

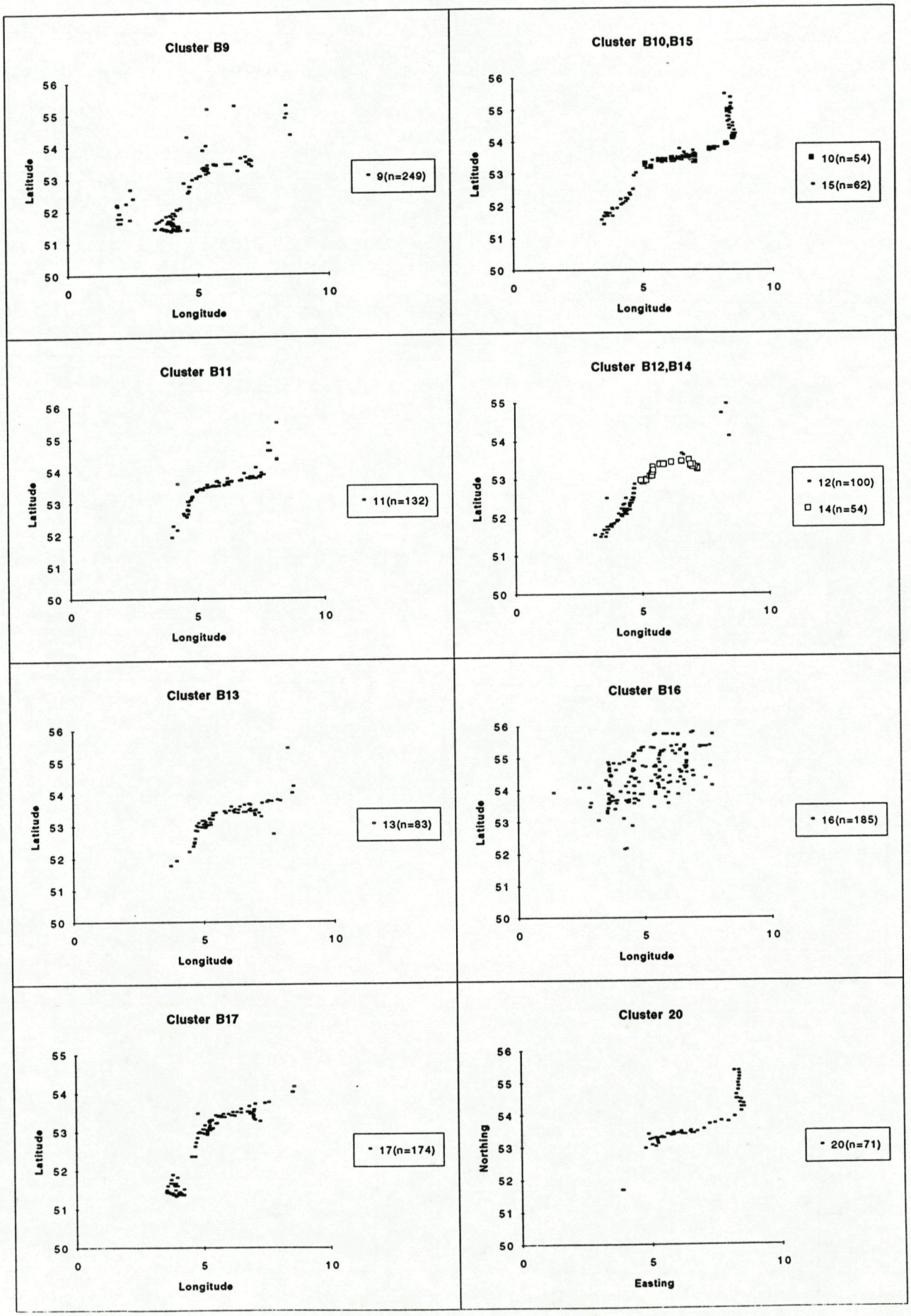

Cluster B9
Latitude
Longitude
9(n=249)
Cluster B10,B15
10(n=54)
15(n=62)
Cluster B11
11(n=132)
Cluster B12,B14
12(n=100)
14(n=54)
Cluster B13
13(n=83)
Cluster B16
16(n=185)
Cluster B17
17(n=174)
Cluster 20
Northing
Easting
20(n=71)

Fig. 3.14:

Table 3.8: Resident coastal zone and estuarine species selected for the 7 cluster classification (FASTCLUS procedure).

NUDC-code	Spcode	Scientific name	English name	Dutch name
8603010205	lamflu	*Lampetra fluviatilis*	Lampern	Rivierprik
8741010102	angang	*Anguila anguila*	Eel	Aal
8747010109	alofal	*Alosa fallax*	Twaite shad	Fint
8747020104	engeng	*Engraulis encrasicolus*	Anchovy	Ansjovis
8755030301	osmepe	*Osmerus eperlanus*	Smelt	Spiering
8791032401	cilmus	*Ciliata mustela*	Five-bearded rockling	Vijfdradige meun
8793012001	zoaviv	*Zoarces viviparis*	Eelpout	Puitaal
8818010101	gasacu	*Gasterosteus aculeatus*	Three spined stickleback	Dried. stekelbaars
8820020119	syngsp	*Syngnathus sp*	pipefish	zeenaald
8820022101	entaeq	*Entelurus aequoreus*	Snake pipefish	Adderzeenaald
8831022207	myosco	*Myoxocephalus scorpius*	Bullrout	Zeedonderpad
8831090828	liplip	*Liparis liparis*	Sea-snail	Slakdolf
8842130209	phogun	*Pholis gunnellus*	Butterfish	Botervis
8847011300	gobisp	*Gobius sp*	Gobies	Grondels
8847041402	plafle	*Platichthys flesus*	Flounder	Bot
Abundance <0.5%				
8805021001	athpre	*Atherina presbyter*	Sand-smelt	Koornaarnvis
8836010000	mugisp	*Mugilidae sp*	Mullets	Harders
8847011316	gobnig	*Gobius niger*	Black goby	Zwarte grondel

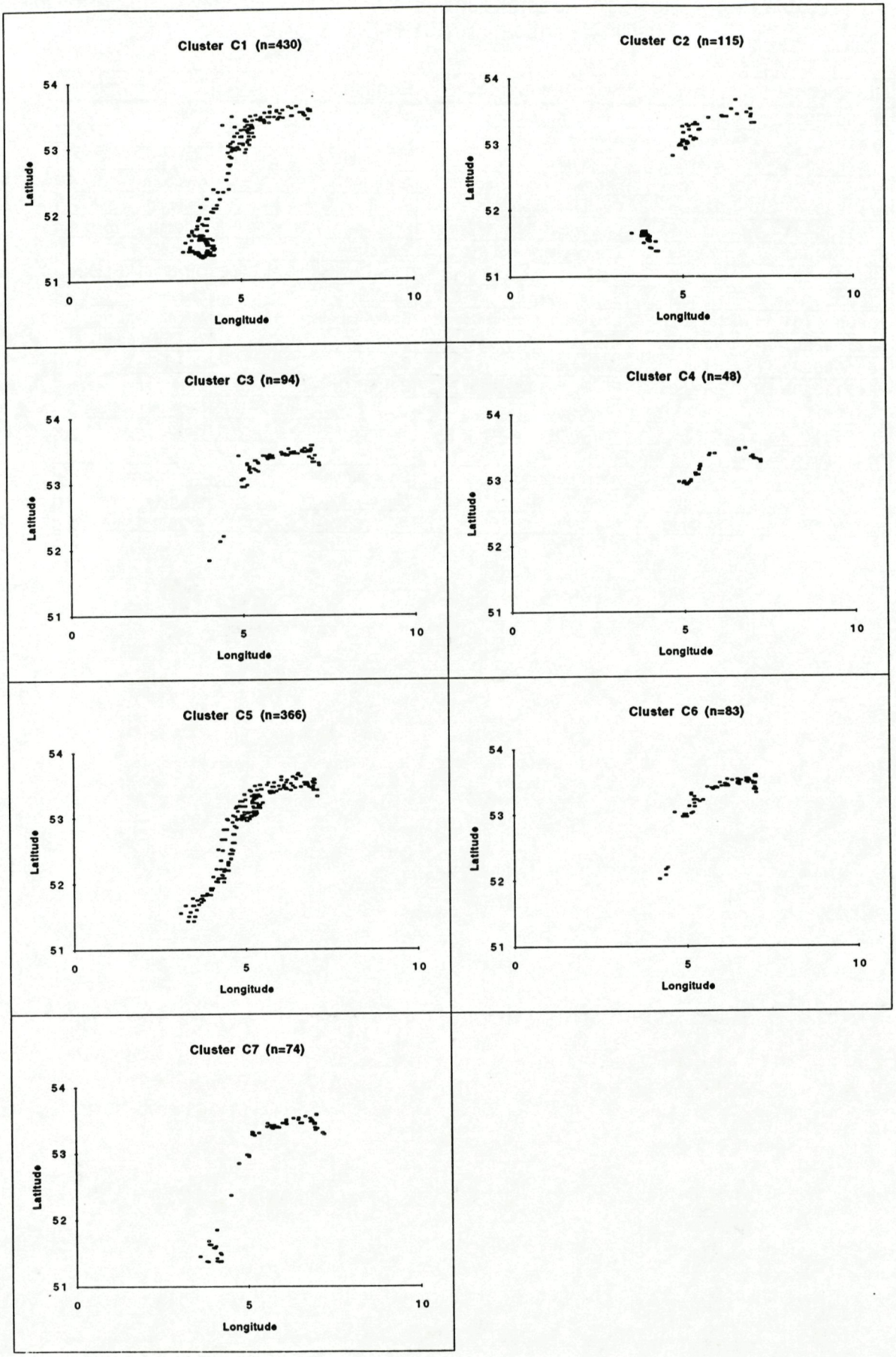


Fig. 3.15: Plots of the 7 cluster classification of the sampling sites according to the species composition of the resident coastal zone and estuaries (FASTCLUS procedure).

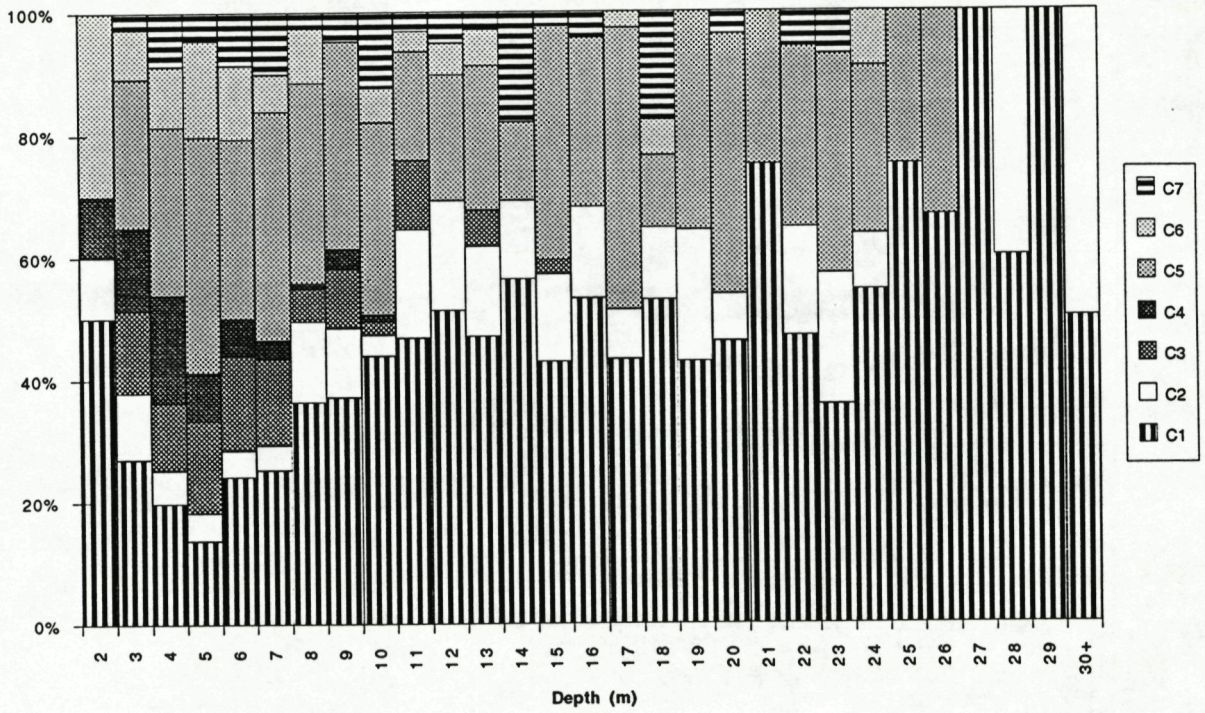


Fig. 3.16: Distribution of relative cluster frequency per depth interval of 1m. (7 cluster classification).

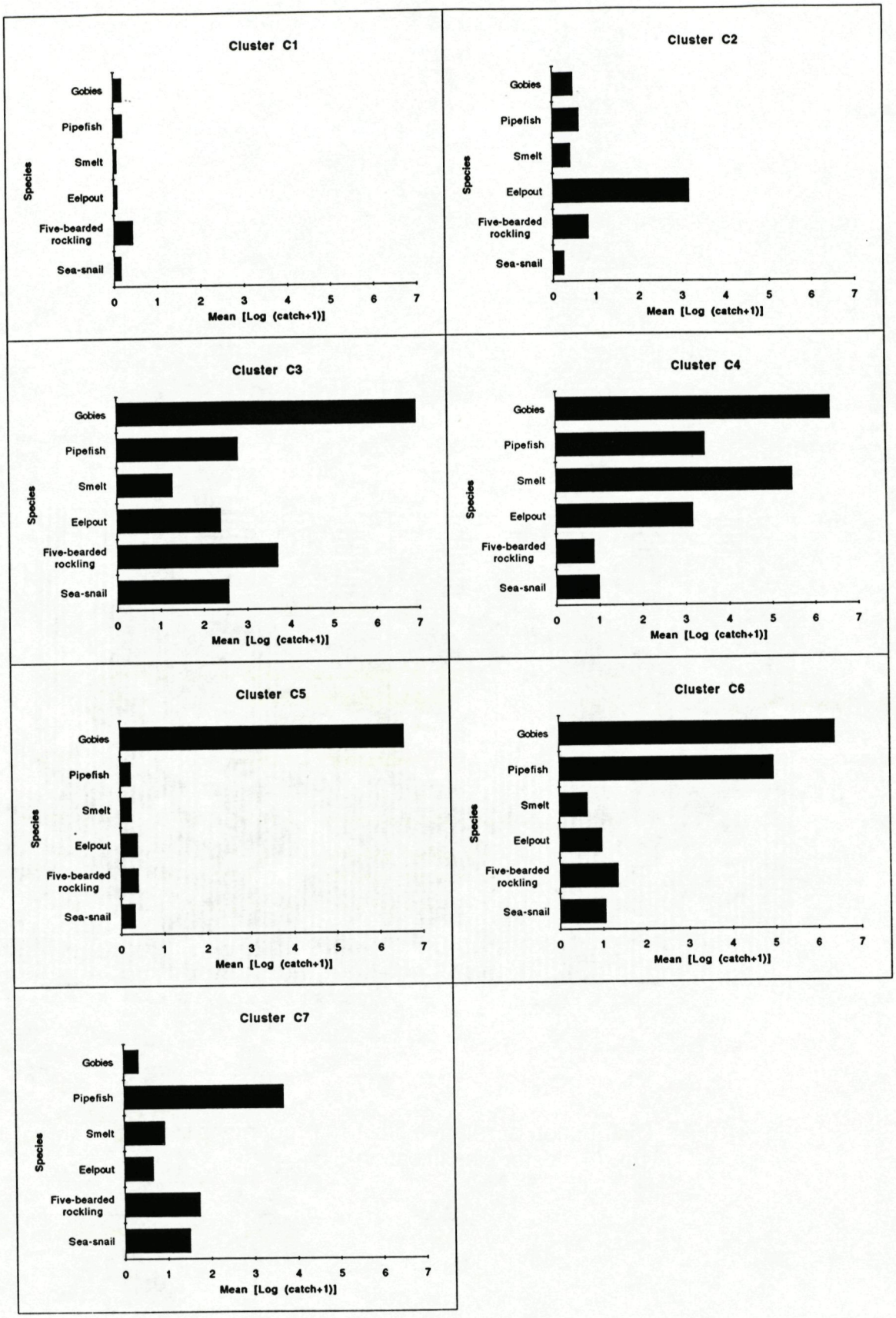
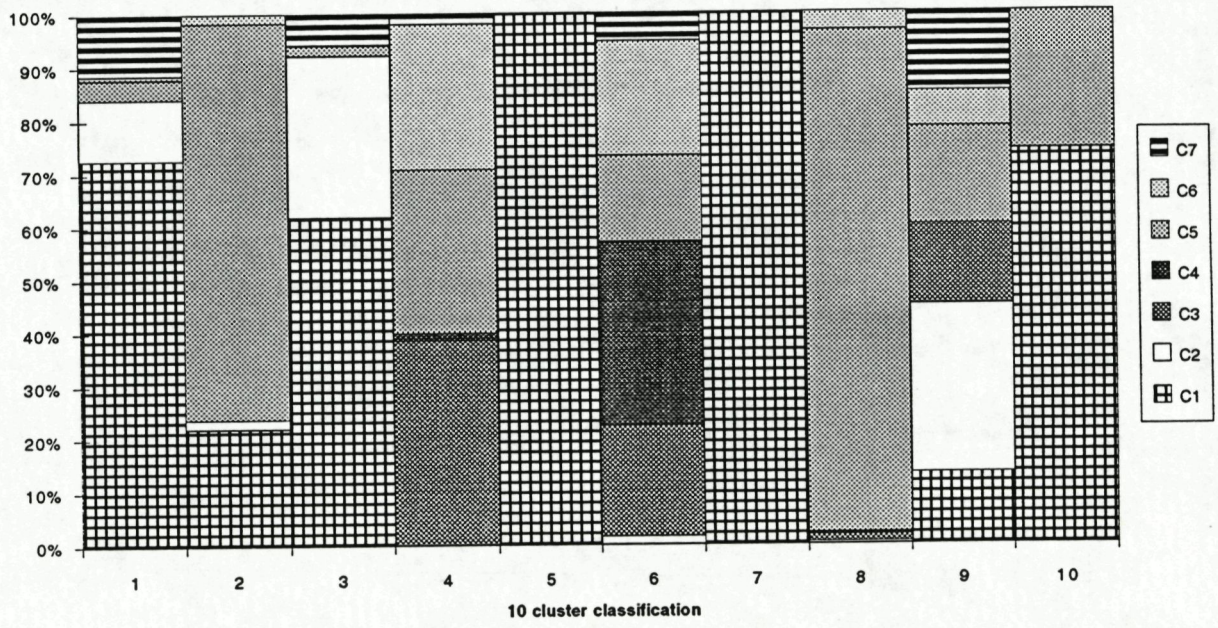


Fig 3.17: Mean values ($\log_e$ (catch+1)) per cluster of the species which mainly account ($R^2 > 0.4$) for the separation of the hauls in the 7 cluster classification according to the species distribution.

Fig 3.18: Comparison of the 10 cluster classification and the 7 cluster classification based on the allocation of the hauls in each cluster.



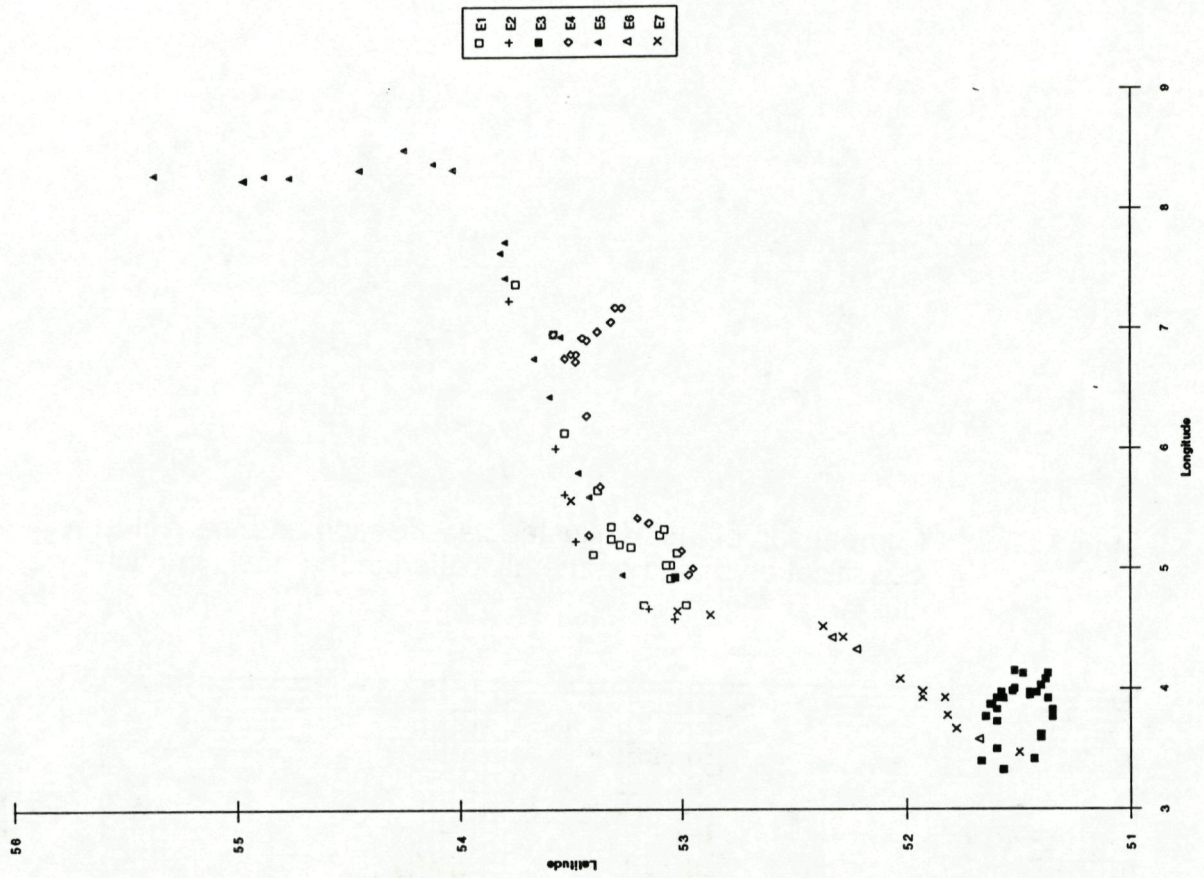


Fig 3.19: The clusters of the 7 cluster classification. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into two depthbands (intervals of 15m).

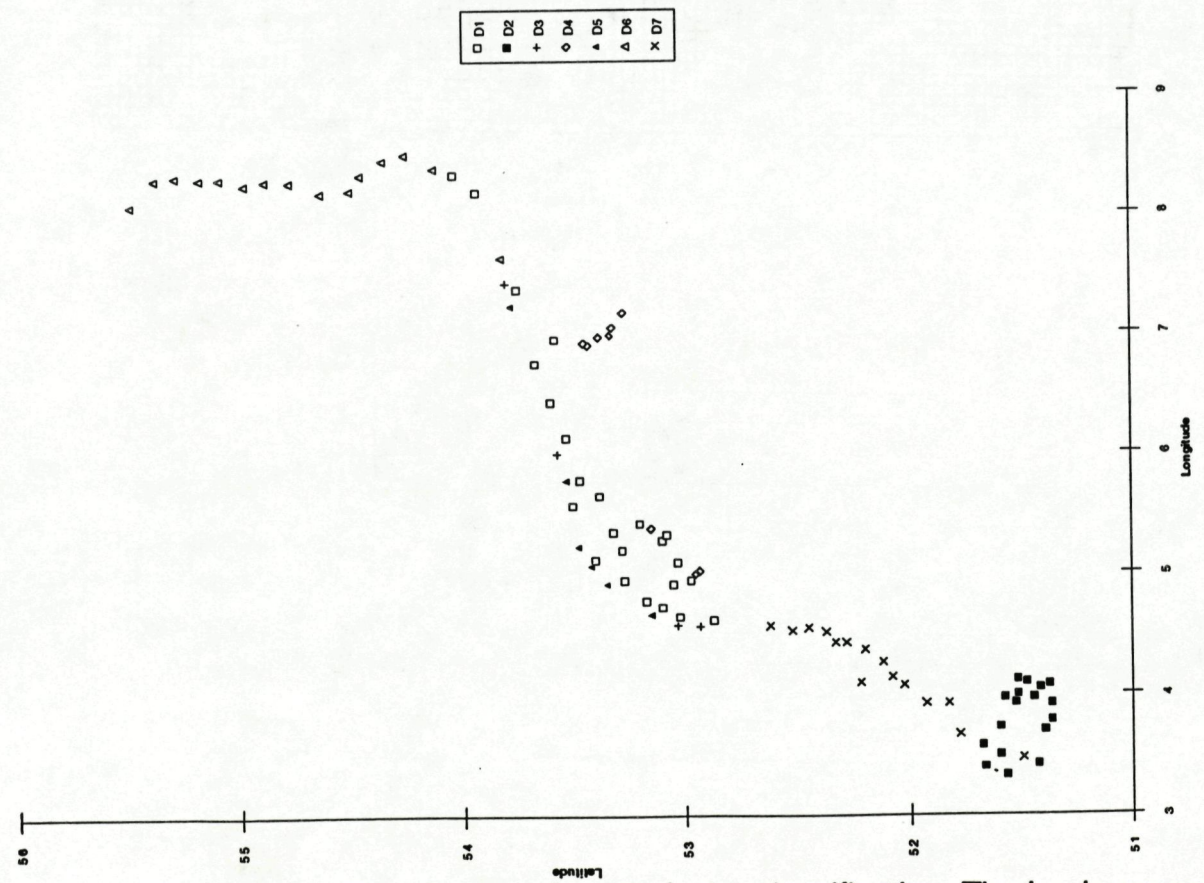


Fig 3.20: The clusters of the 7 cluster classification. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into six depthbands (intervals of 5m).

Table 3.9: Distribution of the 3x3 mile rectangles in the clusters. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into two depthbands (intervals of 15m).

Number of hauls				Cluster				
in 3x3M-block	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	Totaal
5	3	.	1	2	3	9	3	21
6	.	1	1	.	.	.	2	4
7	.	1	.	.	1	1	1	4
8	.	.	.	1	1	1	3	6
9	3	.	1	.	.	.	2	6
10	.	1	.	2	.	3	.	6
11	3	4	1	.	.	.	1	9
12	2	.	.	1	.	.	.	3
13	.	1	.	.	1	.	.	2
14	2	.	.	.	.	.	.	2
15	1	.	.	.	.	1	.	2
16	2	1	.	.	.	.	1	4
17	.	.	.	1	.	.	1	2
18	.	.	.	.	.	.	1	1
20	1	2	.	.	.	.	.	3
21	.	1	.	.	.	.	.	1
22	.	2	.	.	.	.	.	2
28	1	.	.	.	.	.	.	1
29	1	.	.	.	.	.	.	1
30	1	.	.	.	.	.	.	1
32	1	.	.	.	.	.	.	1
33	1	.	.	.	.	.	.	1
35	.	.	.	1	.	.	.	1
36	.	1	.	.	.	.	.	1
38	.	1	.	.	.	.	.	1
51	1	.	.	.	.	.	.	1
54	.	1	.	.	.	.	.	1
58	1	.	.	.	.	.	.	1
68	.	.	.	1	.	.	.	1
Totaal	24	17	4	9	6	15	15	90

Table 3.10: Distribution of the cluster frequency of the 3x3 mile rectangles per depth interval of 15m.

	Number of	Depth	
Cluster	blocks in cluster	0-15m	>15m
D1	24	24	.
D2	17	10	7
D3	4	.	4
D4	9	9	.
D5	6	.	6
D6	15	15	.
D7	15	13	2

Table 3.11: Distribution of the 3x3 mile rectangles in the clusters. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into six depthbands (intervals of 5m).

Number of hauls in 3x3M-block	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	Totaal
5	1	4	9	5	5	2	5	31
6	2	.	1	.	6	.	2	11
7	1	.	2	1	3	.	1	8
8	3	1	4	3	3	1	1	16
9	.	.	2	.	.	.	2	4
10	1	1	2	1	.	.	.	5
11	3	.	.	.	.	.	1	4
12	.	.	1	1	.	.	.	2
13	.	.	2	2	.	.	.	4
14	1	.	.	1	.	.	.	2
15	.	.	2	.	.	.	.	2
16	1	.	.	.	.	.	.	1
17	.	.	.	1	.	.	.	1
18	1	.	2	.	.	.	.	3
19	.	.	.	1	.	.	.	1
21	1	.	.	.	.	.	.	1
22	1	.	.	.	.	.	.	1
26	1	.	.	1	.	.	.	2
27	1	.	.	.	.	.	.	1
30	.	.	.	1	.	.	.	1
31	.	.	.	1	.	.	.	1
36	.	.	1	.	.	.	.	1
Totaal	18	6	28	19	17	3	12	103

Table 3.12: Distribution of the cluster frequency of the 3x3 mile rectangles per depth interval of 5m.

Cluster	Number of blocks in cluster	Depth 0-5m	5-10m	10-15m	15-20m	20-25m	>25m
E1	18	2	14	2	.	.	.
E2	6	.	.	.	3	3	.
E3	28	3	6	11	4	3	1
E4	19	13	4	2	.	.	.
E5	17	1	8	6	2	.	.
E6	3	.	1	.	2	.	.
E7	12	4	6	2	.	.	.

Fig. 3.21: Tree diagram of species as a result of the average linkage method (hierarchical clustering).

Appendix I: Species list of all species present in the dataset.

NUDC-code	Spcode	Scientific name	English name	Dutch name
8603010205	lamflu	*Lampetra fluviatilis*	Lampern	Rivierprik
8603010301	petmar	*Petromyzon marinus*	Lamprey	Zeeprik
8708010306	scycan	*Scyliorhinus canicula*	Lesser spotted dogfish	Hondshaai
8708020102	galgal	*Galeorhinus galeus*	Tope	Ruwe haai
8708020409	musmus	*Mustelus mustelus*	Smooth hound	Gevlekte gladde haai
8710010201	squaca	*Squalus acanthias*	Spurdog	Doornhaai
8713040100	rajasp	*Raja sp*	Ray	Rog
8741010102	angang	*Anguila anguila*	Eel	Aal
8747010109	alofal	*Alosa fallax*	Twaite shad	Fint
8747010201	cluhar	*Clupea harengus*	Herring	Haring
8747011701	sprspr	*Sprattus sprattus*	Sprat	Sprot
8747012201	sarpil	*Sardina pilchardus*	Pilchard	Sardien
8747020104	engeng	*Engraulis encrasicolus*	Anchovy	Ansjovis
8755010306	saltru	*Salmo trutta*	Sea trout	Zeeforel
8755030301	osmepe	*Osmerus eperlanus*	Smelt	Spiering
8786010103	loppis	*Lophius piscatorius*	Anglerfish	Zeeduivel
8791030402	gadmo3	*Gadus morhua (0-25cm.)*	Cod	Kabeljauw
8791030402	gadmo4	*Gadus morhua (>25)*		
8791030402	gadmo5	*Gadus morhua totaal*		
8791030901	polvir	*Pollachius virens*	Saithe	Koolvis
8791030902	polpol	*Pollachius pollachius*	Pollack	Pollak
8791031501	rhicim	*Rhinonemus cimbrius*	Four-bearded rockling	Vierdradige meun
8791031701	trimin	*Trisopterus minutus*	Poor cod	Dwergbolk
8791031702	trilus	*Trisopterus luscus*	Bib	Steenbolk
8791031703	triesm	*Trisopterus esmarki*	Norway pout	Kever
8791031801	merme1	*Merlangus merlangus (0-15cm)*	Whiting	Wijting
8791031801	merme3	*Merlangus merlangus (15-25cm)*		
8791031801	merme4	*Merlangus merlangus (>25cm)*		
8791031801	merme5	*Merlangus merlangus totaal*		
8791031901	molmol	*Molva molva*	Ling	Leng
8791032301	ranran	*Raniceps raninus*	Tadpole fish	Vorskwab
8791032401	cilmus	*Ciliata mustela*	Five-bearded rockling	Vijfdradige meun
8791040105	mermer	*Merluccius merluccius*	Hake	Heek
8793012001	zoaviv	*Zoarces viviparis*	Eelpout	Puitaal
8794010117	corrup	*Coryphaenoides rupestris*	Roundnose grenadier	Grenadiervis
8803020502	belbel	*Belone belone*	Garfish	Geep
8805021001	athpre	*Atherina presbyter*	Sand-smelt	Koornaarvis
8811030301	zeufab	*Zeus faber*	John Dory	Zonnevis
8818010101	gasacu	*Gasterosteus aculeatus*	Three spined stickleback	Dried. stekelbaars
8820020119	syngsp	*Syngnathus sp*	pipefish	zeenaald
8820022101	entaeq	*Entelurus aequoreus*	Snake pipefish	Adderzeenaald
8826020501	triluc	*Trigla lucerna*	Tub gurnard	Rode poon
8826020601	eutgur	*Eutrigla gurnardus*	Grey gurnard	Grauwe poon
8826020801	aspcuc	*Aspitrigla cuculus*	Red gurnard	Engelse poon
8831022207	myosco	*Myoxocephalus scorpius*	Bullrout	Zeedonderpad
8831080803	agocat	*Agonus cataphractus*	Hooknose	Harnasmannetje
8831090828	liplip	*Liparis liparis*	Sea-snail	Slakdolf
8831091501	cyclum	*Cyclopterus lumpus*	Lumpsucker	Snotolf
8835280103	tratra	*Trachurus trachurus*	Horse mackerel	Horsmakreel
8835431201	spocan	*Spondyliosoma cantharus*	Black sea-bream	Zeekarper
8835450202	mulsur	*Mullus surmuletus*	Red mullet	Mul
8835720101	diclab	*Dicentrarchus labrax*	Bass	Zeebaars
8836010000	mugisp	*Mugilidae sp*	Mullets	Harders
8836010704	crelab	*Crenomugil labrosus*	Thick-lipped Mullet	Herder
8840060101	travip	*Trachinus vipera*	Lesser weever	Kleine pieterman
8842120905	lumlam	*Lumpenus lampretaeformis*	Snake blenny	IJslandse bandvis
8842130209	phogun	*Pholis gunnellus*	Butterfish	Botervis
8845010000	ammosp	*Ammodytidae sp*	Sandeels	Zandspiering
8845010301	hyplan	*Hyperoplus lanceolatus*	Greater sandeel	Smelt
8846010106	callsp	*Callionymus sp*	Dragonet	Pitvis
8847011300	gobisp	*Gobius sp*	Gobies	Grondels
8847011316	gobnig	*Gobius niger*	Black goby	Zwarte grondel
8847032201	phrnor	*Phrynorhombus norvegicus*	Norwegian topknot	Dwergbot
8847040904	limli0	*Limanda limanda (0-10cm)*	Dab	Schar
8847040904	limli1	*Limanda limanda (10-15cm)*		
8847040904	limli2	*Limanda limanda (15-20cm)*		
8847040904	limli3	*Limanda limanda(20-25cm)*		
8847040904	limli4	*Limanda limanda (>25cm)*		
8847040904	limli5	*Limanda limanda totaal*		
8847041402	plafle	*Platichthys flesus*	Flounder	Bot
8850030302	scosco	*Scomber scomber*	Mackerel	Makreel
8857030402	scoma1	*Scophtalmus maximus (0-15cm)*	Turbot	Tarbot
8857030402	scoma3	*Scophtalmus maximus (15-25cm)*		
8857030402	scoma4	*Scophtalmus maximus (>25cm)*		
8857030402	scoma5	*Scophtalmus maximus totaal*		
8857030403	scorh1	*Scophthalmus rhombus (0-15cm)*	Brill	Griet
8857030403	scorh3	*Scophthalmus rhombus (15-25cm)*		
8857030403	scorh4	*Scophthalmus rhombus (>25cm)*		
8857030403	scorh5	*Scophthalmus rhombus totaal*		
8857031702	amlat	*Amoglossus latema*	Scaldfish	Schurftvis
8857032302	lepwhi	*Lepidorh. whiffiagonis*	Megrim	Scharretong
8857040502	glycyn	*Glyptocephalus cynoglossus*	Witch	Witje
8857040603	hippla	*Hippoglossoides platessoides*	Long rough dab	Lange schar
8857041202	mickit	*Microstomus kitt*	Lemon sole	Tongschar
8857041502	plepl1	*Pleuronectes platessa (0-15cm)*	Plaice	Schol
8857041502	plepl3	*Pleuronectes platessa (15-25cm)*		
8857041502	plepl4	*Pleuronectes platessa (>25cm)*		
8857041502	plepl5	*Pleuronectes platessa totaal*		
8858010601	solso1	*Solea solea (0-15cm)*	Sole	Tong
8858010601	solso3	*Solea solea (15-25cm)*		
8858010601	solso4	*Solea solea (>25cm)*		
8858010601	solso5	*Solea solea totaal*		
8858010610	sollas	*Solea lascaris*	Sand sole	Franse tong
8858010801	buglut	*Buglossidium luteum*	Solenette	Dwergtong
8858010903	micvar	*Microchirus variegatus*	Thickback sole	Dikrugtong
8861040101	molmoa	*Mola mola*	Sunfish	Maanvis

Appendix II: Cluster summary, statistics of the variables, mean values of the variables in the classification and distances between the clusters. FASTCLUS 10 cluster classification.

Cluster	Number of hauls in cluster	RMS Std Deviation	Maximum distance from seed to observation	Nearest cluster	Distance between cluster centroids
1	441	0.8017	11.9005	3	5.6576
2	126	1.1194	11.846	10	7.4904
3	203	1.0395	12.1332	1	5.6576
4	157	1.0354	12.1963	6	6.089
5	289	0.8042	12.4423	10	5.6047
6	132	1.0363	12.4759	4	6.089
7	169	1.0629	16.307	5	7.0394
8	271	0.9207	12.8632	4	6.3815
9	129	1.1414	12.3682	3	7.5994
10	226	0.8501	10.8823	5	5.6047

Distance Between Cluster Centroids

Nearest Cluster

Cluster	1	2	3	4	5
1	.	7.29666	6.2404	7.12243	8.15334
2	7.29666	.	7.23446	8.07634	10.29165
3	6.2404	7.23446	.	8.76662	8.12208
4	7.12243	8.07634	8.76662	.	7.07169
5	8.15334	10.29165	8.12208	7.07169	.
6	15.06595	14.2257	13.43001	12.24904	8.41392
7	13.37214	11.83887	10.79899	12.18411	9.15923
8	17.98745	16.8182	16.13798	15.24292	12.16549
9	14.59614	13.41258	14.35239	10.90084	9.21807
10	9.73886	11.25652	7.91545	13.15419	11.80938

Cluster	6	7	8	9	10
1	15.06595	13.37214	17.98745	14.59614	9.73886
2	14.2257	11.83887	16.8182	13.41258	11.25652
3	13.43001	10.79899	16.13798	14.35239	7.91545
4	12.24904	12.18411	15.24292	10.90084	13.15419
5	8.41392	9.15923	12.16549	9.21807	11.80938
6	.	8.163	6.39186	7.25199	15.85763
7	8.163	.	8.9754	8.81075	10.83819
8	6.39186	8.9754	.	8.92724	17.14877
9	7.25199	8.81075	8.92724	.	16.10497
10	15.85763	10.83819	17.14877	16.10497	.

	Statistics for variables			
Variable	Total STD	Within STD	R-Squared	RSQ/(1-RSQ)
AGOCAT	1.724652	1.432659	0.312846	0.455278
ALOFAL	0.221774	0.217752	0.039991	0.041657
AMMOSP	1.121358	1.08312	0.070957	0.076376
ANGANG	0.423704	0.417597	0.032704	0.03381
ARNLAT	1.763687	1.074375	0.630478	1.7062
BELBEL	0.184131	0.18323	0.013916	0.014113
CILMUS	1.21987	1.057575	0.251543	0.336083
CLUHAR	1.907884	1.607994	0.292647	0.413721
CYCLUM	0.155285	0.154917	0.008919	0.008999
EUTGUR	1.164436	0.800149	0.529801	1.12676
GADMO3	0.904907	0.833047	0.156077	0.184942
GADMO4	0.293914	0.280304	0.09429	0.104106
GASACU	0.224948	0.224984	0.003882	0.003897
GOBISP	3.148145	1.529401	0.76498	3.254961
HYPLAN	0.721836	0.685851	0.101013	0.112363
LIMLI0	2.361564	1.860275	0.382089	0.618356
LIMLI1	2.32164	1.495826	0.586625	1.419113
LIMLI2	2.239259	1.231299	0.698914	2.321314
LIMLI3	1.60039	1.067076	0.557299	1.25886
LIMLI4	0.740458	0.640066	0.255919	0.34394
LIPLIP	0.996007	0.88537	0.213142	0.270877
MERME1	1.866737	1.464401	0.387191	0.631829
MERME3	1.72623	1.368891	0.373801	0.596937
MERME4	0.845525	0.758564	0.1985	0.247661
MICKIT	0.493577	0.475846	0.074461	0.080451
MULSUR	0.450404	0.432404	0.082207	0.08957
MYOSCO	1.061113	0.967806	0.171628	0.207187
OSMEPE	1.166428	0.853869	0.466373	0.873967
PHOGUN	0.472076	0.463723	0.039132	0.040725
PLAFLE	1.291166	1.123106	0.24656	0.327245
PLEPL1	2.554258	1.713816	0.551698	1.230641
PLEPL3	2.06012	1.579841	0.414384	0.707603
PLEPL4	1.519569	0.940846	0.61826	1.619587
SCOMA1	0.173728	0.173259	0.009572	0.009664
SCOMA3	0.35204	0.323184	0.160761	0.191556
SCOMA4	0.315533	0.280802	0.211354	0.267996
SCORH1	0.196084	0.195594	0.009173	0.009258
SCORH3	0.246688	0.241313	0.047126	0.049457
SCORH4	0.27706	0.253051	0.169309	0.203817
SCOSCO	0.135069	0.134949	0.005975	0.006011
SOLSO1	1.71822	1.52186	0.218798	0.280079
SOLSO3	1.377649	1.070264	0.398998	0.663889
SOLSO4	0.958439	0.738623	0.408591	0.690877
SPRSPR	1.213152	1.154735	0.097793	0.108393
SYNGSP	1.61861	1.312163	0.345571	0.52805
TRATRA	1.006317	0.95391	0.10522	0.117594
TRAVIP	1.552361	1.046753	0.547233	1.208644
TRILUC	1.048478	0.874072	0.307935	0.444951
TRILUS	1.591059	1.529673	0.07956	0.086437
TRIMIN	0.662519	0.659331	0.013763	0.013955
ZOAVIV	1.298957	1.132315	0.243313	0.321551
BUGLUT	1.996453	1.275415	0.593598	1.460615
CALLSP	2.079876	1.478777	0.496613	0.986543
DICLAB	0.342866	0.339391	0.024281	0.024886
HIPPLA	0.338309	0.320551	0.105996	0.118563
PHRNOR	0.10998	0.109485	0.013146	0.013321
RHICIM	0.436702	0.394752	0.186327	0.228996
ENGENC	0.187559	0.185859	0.022175	0.022678
LOPPIS	0.033296	0.0329704	0.023571	0.02414
MERMER	0.059627	0.0581966	0.05141	0.054196
RAJASP	0.171995	0.170875	0.017135	0.017434
SCYCAN	0.163381	0.162909	0.009943	0.010043
OVER-ALL	**1.263598**	**0.943782**	**0.444483**	**0.800126**

Pseudo F Statistic = 189.63

Approximate Over-All R-Squared = 0.216

Cubic clustering criterion = 211.525

Cluster means

Cluster	AGOCAT	ALOFAL	AMMOSP	ANGANG	ARNLAT	BELBEL	CILMUS	CLUHAR	CYCLUM	EUTGUR	GADMO3
1	0.27207	0.02231	0.38032	0.1861	0.04137	0.00589	0.47261	1.79463	0.00419	0.0136	0.09963
2	1.59972	0	0.66719	0.04315	3.44966	0.01744	0.03694	0.37682	0	0.32307	0.18297
3	0.94393	0	0.64402	0.23162	0.26964	0.01334	0.58584	0.70676	0.04879	0.03122	0.30501
4	2.31102	0.0274	0.17489	0.06399	0	0	2.18089	2.45826	0.0329	0.0274	1.08268
5	1.33108	0.0038	0.00767	0.02174	3.00279	0.02191	0.00574	0.07305	0.00581	2.40554	0.35725
6	1.00259	0.18887	0.07056	0.11187	0	0	1.40953	3.80385	0.01398	0	0.27325
7	3.50062	0	0.09691	0.03255	1.95705	0.02517	0.00331	0.0749	0	0.69461	0.48797
8	0.49773	0.00681	0.8281	0.05484	0.43407	0.00959	0.39211	1.05007	0.01842	0.02311	0.11526
9	2.72321	0.04387	0.8615	0.04876	0.08557	0.02438	1.1164	1.17146	0	0	1.2913
10	0.72699	0.00405	0.17603	0.00777	3.32865	0.07803	0	0.084	0.00636	1.37851	0.01727

Cluster	GADMO4	GASACU	GOBISP	HYPLAN	LIMLI0	LIMLI1	LIMLI2	LIMLI3	LIMLI4	LIPLIP	MERME1
1	0.03342	0.01898	0.34613	0.12788	1.17172	0.36077	0.24177	0.12248	0.02921	0.28084	0.55024
2	0.02418	0.01744	4.86062	0.38651	4.40253	3.63803	2.88631	1.58031	0.67065	0.01031	0.80888
3	0.03754	0.03502	0.19689	0.22795	4.24491	2.26116	1.33975	0.74321	0.16057	0.22599	0.88873
4	0.02351	0	7.09873	0.07054	5.07007	0.81619	0.55943	0.44581	0.10819	1.38556	3.31598
5	0.286	0	0.23905	0.04318	1.40046	4.68846	4.99262	2.88211	0.71686	0.00557	1.90172
6	0	0.04658	5.86428	0.02797	1.85698	0.56423	0.24184	0.08891	0.03781	1.51563	1.47484
7	0.07218	0.04089	0.65438	0.23566	2.39472	5.45475	5.12135	3.46733	1.15695	0	2.05966
8	0.00479	0.01362	6.69732	0.2841	3.57461	1.52771	0.85284	0.36997	0.1292	0.34353	0.63747
9	0.03022	0.01904	2.70825	0.1263	4.71909	4.51821	3.52117	2.36115	0.5292	0.18263	4.76578
10	0.12026	0.00972	0.63978	0.83759	1.2401	2.75305	3.29379	2.16258	0.82372	0	0.62898

Cluster	MERME3	MERME4	MICKIT	MULSUR	MYOSCO	OSMEPE	PHOGUN	PLAFLE	PLEPL1	PLEPL3	PLEPL4
1	0.54225	0.06402	0.07278	0.00208	0.25554	0.22525	0.07416	0.55935	2.56256	0.92233	0.26823
2	1.25903	0.32173	0.07893	0.26677	0.26155	0	0.02822	0.56009	3.87827	3.96794	1.06469
3	1.014	0.23239	0.12406	0	0.8278	0.16414	0.20492	0.93854	4.65895	3.07437	0.69114
4	2.60911	0.18088	0.02575	0	0.98872	0.62137	0.24682	1.6936	5.47119	1.39661	0.01805
5	2.31754	1.19688	0.31953	0.04894	0.03588	0	0	0.07396	0.04178	2.36395	3.13598
6	0.44524	0.01398	0	0	0.99859	3.39513	0.26455	2.44155	5.55413	1.25838	0.08203
7	1.82179	0.46087	0.44408	0.20433	1.27792	0.02222	0.00769	1.26844	3.96686	5.63202	3.00733
8	0.91424	0.19548	0.01161	0.02237	0.16211	0.15055	0.05962	0.55033	3.3245	1.6168	0.16731
9	4.52836	0.31658	0	0.02555	1.07642	0.21807	0.21339	1.38859	6.05035	3.16817	0.26739
10	0.8017	0.72934	0.10017	0.38744	0.02285	0	0	0.09542	0.63889	2.94394	2.17427

Cluster	SCOMA1	SCOMA3	SCOMA4	SCORH1	SCORH3	SCORH4	SCOSCO	SOLSO1	SOLSO3	SOLSO4	SPRSPR
1	0.01394	0.01954	0.01454	0.02539	0.03487	0.01525	0.00557	1.09432	0.4776	0.15173	0.49997
2	0	0.21184	0.20882	0.00505	0.02693	0.08909	0.02791	1.69909	1.57996	0.47077	0.23831
3	0	0.04089	0.00865	0.02728	0.02351	0.01423	0	2.58785	1.01767	0.24282	0.45072
4	0.0659	0	0	0.06268	0	0	0	2.54005	0.12153	0.07507	0.83804
5	0	0.03256	0.26018	0	0.01102	0.13427	0.023	0.05347	1.3029	1.41276	0.11642
6	0	0	0.01861	0.06056	0.05121	0	0	1.59974	0.02797	0	1.6592
7	0.01002	0.53019	0.44855	0.0065	0.21334	0.34193	0.02702	0.70436	3.20638	1.72856	0.19681
8	0	0.02204	0.00682	0.02043	0.02043	0.0039	0.0164	1.51638	0.22954	0.09826	0.66792
9	0.02283	0.03902	0.00914	0.01431	0.01431	0.01075	0.01441	1.24575	0.22518	0.03756	0.58172
10	0.01135	0.13835	0.25462	0.00486	0.07718	0.27588	0.02513	0.24825	1.75906	1.21451	0.0906

Cluster	SYNGSP	TRATRA	TRAVIP	TRILUC	TRILUS	TRIMIN	ZOAVIV	BUGLUT	CALLSP	DICLAB	HIPPLA
1	0.63356	0.28852	0.1727	0.07688	0.98231	0.12151	0.40008	0.02014	0.17326	0.13636	0.00208
2	0.15724	1.48122	1.60383	1.72942	0.64185	0.26747	0.05802	4.45594	4.41105	0	0
3	0.47627	0.30935	0.19119	0.39459	1.95967	0.16102	1.07334	0.34028	1.28581	0.04123	0.01082
4	2.40471	0	0.0274	0.19721	0.85724	0.09762	1.53038	0.05852	0.18943	0	0
5	0.03681	0.38684	0.28537	0.65092	0.4102	0.23554	0	2.48532	2.77334	0	0.32394
6	3.59398	0.04658	0	0.02797	0.23154	0.01398	2.03135	0.02353	0	0	0
7	0.07193	0.44228	0.36182	1.81112	0.72632	0.14237	0.55161	2.56027	4.11634	0.00662	0
8	0.36624	0.2775	0.57522	0.38276	0.85163	0.18453	0.25726	0.25389	1.69571	0.00479	0
9	1.05141	0.06532	0.06268	0.39927	1.20068	0.06098	1.69725	0.28177	0.87173	0.01431	0
10	0.07377	0.65573	3.87994	1.26505	0.41026	0.29858	0	3.73708	3.13663	0	0

Cluster	PHRNOR	RHICIM	ENGENC	LOPPIS	MERMER	RAJASP	SCYCAN
1	0.00208	0.01495	0.06907	0.00127	0	0.02947	0.04226
2	0	0.04212	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0.03811	0.56018	0	0.01519	0.03957	0.05992	0.01166
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0.00331	0.03159	0	0	0	0	0.00331
8	0.00811	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0.00248	0	0	0	0.04255	0.01695

Appendix III: Cluster summary, statistics of the variables, mean values of the variables in the classification and distances between the clusters. FASTCLUS 20 cluster classification.

Cluster	Number of hauls in cluster	RMS Std Deviation	Maximum distance from seed to observation	Nearest Cluster	Distance between cluster centroids
1	75	1.0323	11.8523	4	7.8554
2	150	0.7877	11.2514	3	5.3879
3	100	0.9052	10.3583	2	5.3879
4	146	0.8801	10.707	16	5.4381
5	59	0.9576	11.0189	10	5.9072
6	91	1.0942	11.2572	11	6.7546
7	177	0.7728	10.9169	16	5.9936
8	128	0.942	11.2961	15	5.8973
9	249	0.7243	11.2829	17	4.8423
10	54	0.9505	11.7299	5	5.9072
11	132	0.9941	11.1769	4	5.6082
12	100	0.8844	10.4065	2	5.8786
13	83	1.0277	11.7988	3	6.773
14	54	1.0101	10.5245	5	6.8845
15	62	1.0363	10.6387	8	5.8973
16	185	0.7301	12.5209	4	5.4381
17	174	0.7947	10.3383	9	4.8423
18	2	1.0568	5.8837	4	13.7014
19	51	1.0087	10.5036	20	6.332
20	71	1.0791	11.376	19	6.332

Distance Between Cluster Centroids

Nearest cluster

Cluster	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	.	13.59296	13.52161	7.85544	15.36227	10.25716	11.65513	10.73825	13.54529	13.39732
2	13.59296	.	5.38787	13.24971	8.7668	9.01178	10.81991	7.63009	6.51627	7.69251
3	13.52161	5.38787	.	14.26807	7.03298	10.03282	12.88186	8.67249	9.33975	6.52687
4	7.85544	13.24971	14.26807	.	16.94312	9.29605	6.67043	11.76364	11.98141	15.05294
5	15.36227	8.7668	7.03298	16.94312	.	12.75753	15.86184	10.81802	12.12539	5.90722
6	10.25716	9.01178	10.03282	9.29605	12.75753	.	8.77349	10.2078	11.73889	11.63156
7	11.65513	10.81991	12.88186	6.67043	15.86184	8.77349	.	10.79423	9.2199	14.21296
8	10.73825	7.63009	8.67249	11.76364	10.81802	10.2078	10.79423	.	6.20371	9.88882
9	13.54529	6.51627	9.33975	11.98141	12.12539	11.73889	9.2199	6.20371	.	10.57793
10	13.39732	7.69251	6.52687	15.05294	5.90722	11.63156	14.21296	9.88882	10.57793	.
11	8.21859	11.48351	12.82492	5.60822	15.47183	6.75458	6.31915	9.51919	10.68828	14.06715
12	12.83044	5.87859	7.13303	12.05985	10.36994	7.17689	10.78258	9.36785	9.47262	9.28952
13	12.44378	7.19782	6.77301	14.76464	7.62921	9.26431	14.32651	8.22089	11.45606	7.23538
14	15.56039	8.11181	7.4143	16.73663	6.88448	13.07421	15.11343	10.55859	10.96673	8.26014
15	9.21038	8.55528	9.73269	9.50747	12.20429	8.45464	8.82186	5.89728	7.48432	10.9053
16	10.25354	11.47981	12.88312	5.43814	15.92505	10.55694	5.99359	10.78521	9.35049	13.68494
17	13.65683	6.8642	6.90458	13.39505	10.12381	11.99939	11.04534	6.04494	4.84226	9.22676
18	14.12563	20.70715	20.83973	13.70144	21.99386	15.41807	16.54298	17.46615	20.16864	20.77114
19	8.38601	9.19329	9.46459	10.58756	11.51327	10.34588	10.71518	7.01095	8.5758	8.12555
20	8.72752	10.73976	9.39424	12.53974	10.52637	10.81035	13.7145	9.19252	12.30784	7.93261

Cluster	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	8.21859	12.83044	12.44378	15.56039	9.21038	10.25354	13.65683	14.12563	8.38601	8.72752
2	11.48351	5.87859	7.19782	8.11181	8.55528	11.47981	6.8642	20.70715	9.19329	10.73976
3	12.82492	7.13303	6.77301	7.4143	9.73269	12.88312	6.90458	20.83973	9.46459	9.39424
4	5.60822	12.05985	14.76464	16.73663	9.50747	5.43814	13.39505	13.70144	10.58756	12.53974
5	15.47183	10.36994	7.62921	6.88448	12.20429	15.92505	10.12381	21.99386	11.51327	10.52637
6	6.75458	7.17689	9.26431	13.07421	8.45464	10.55694	11.99939	15.41807	10.34588	10.81035
7	6.31915	10.78258	14.32651	15.11343	8.82186	5.99359	11.04534	16.54298	10.71518	13.7145
8	9.51919	9.36785	8.22089	10.55859	5.89728	10.78521	6.04494	17.46615	7.01095	9.19252
9	10.68828	9.47262	11.45606	10.96673	7.48432	9.35049	4.84226	20.16864	8.5758	12.30784
10	14.06715	9.28952	7.23538	8.26014	10.9053	13.68494	9.22676	20.77114	8.12555	7.93261
11	.	11.1434	13.07378	14.90033	7.79673	7.91775	11.59555	14.30482	9.61269	12.07448
12	11.1434	.	7.34682	11.06458	7.99026	11.16216	10.00636	18.22326	10.43727	10.54572
13	13.07378	7.34682	.	9.39327	9.82072	14.3616	10.51328	18.7707	9.71069	8.19636
14	14.90033	11.06458	9.39327	.	12.31299	15.37363	9.26572	23.20215	11.94456	12.27461
15	7.79673	7.99026	9.82072	12.31299	.	8.86206	7.76648	15.60178	6.69537	9.61606
16	7.91775	11.16216	14.3616	15.37363	8.86206	.	11.11151	16.68764	9.38113	12.05326
17	11.59555	10.00636	10.51328	9.26572	7.76648	11.11151	.	20.68059	8.14023	11.37226
18	14.30482	18.22326	18.7707	23.20215	15.60178	16.68764	20.68059	.	17.16672	17.69775
19	9.61269	10.43727	9.71069	11.94456	6.69537	9.38113	8.14023	17.16672	.	6.332
20	12.07448	10.54572	8.19636	12.27461	9.61606	12.05326	11.37226	17.69775	6.332	.

	Statistics for variables			
Variable	Total STD	Within STD	R-Squared	RSQ/1-RSQ
AGOCAT	1.724652	1.358687	0.38487	0.625673
ALOFAL	0.221774	0.218466	0.038213	0.039731
AMMOSP	1.121358	1.061748	0.111445	0.125422
ANGANG	0.423704	0.416371	0.042881	0.044802
ARNLAT	1.763687	1.037724	0.656876	1.914396
BELBEL	0.184131	0.183646	0.014079	0.01428
CILMUS	1.21987	0.994059	0.341845	0.519399
CLUHAR	1.907884	1.206716	0.603506	1.522106
CYCLUM	0.155285	0.155	0.012506	0.012664
EUTGUR	1.164436	0.775781	0.560076	1.27312
GADMO3	0.904907	0.823474	0.179227	0.218363
GADMO4	0.293914	0.277336	0.117526	0.133178
GASACU	0.224948	0.224987	0.008531	0.008604
GOBISP	3.148145	1.307227	0.829107	4.851628
HYPLAN	0.721836	0.684588	0.108518	0.121728
LIMLI0	2.361564	1.77968	0.437121	0.776582
LIMLI1	2.32164	1.465669	0.604986	1.531554
LIMLI2	2.239259	1.219312	0.706132	2.402892
LIMLI3	1.60039	1.046381	0.5763	1.36016
LIMLI4	0.740458	0.632073	0.277789	0.384636
LIPLIP	0.996007	0.837116	0.299872	0.428311
MERME1	1.866737	1.412327	0.432671	0.762647
MERME3	1.72623	1.343516	0.39963	0.665639
MERME4	0.845525	0.739684	0.241474	0.318346
MICKIT	0.493577	0.472485	0.091767	0.101039
MULSUR	0.450404	0.429436	0.099004	0.109882
MYOSCO	1.061113	0.941879	0.219095	0.280566
OSMEPE	1.166428	0.804015	0.529084	1.123523
PHOGUN	0.472076	0.459861	0.059497	0.063261
PLAFLE	1.291166	1.068257	0.32155	0.473948
PLEPL1	2.554258	1.500333	0.658039	1.924311
PLEPL3	2.06012	1.420705	0.528639	1.121516
PLEPL4	1.519569	0.895802	0.65556	1.903262
SCOMA1	0.173728	0.173465	0.011865	0.012008
SCOMA3	0.35204	0.315026	0.206332	0.259973
SCOMA4	0.315533	0.283597	0.19935	0.248986
SCORH1	0.196084	0.195478	0.014994	0.015222
SCORH3	0.246688	0.238345	0.07478	0.080824
SCORH4	0.27706	0.252263	0.178339	0.217047
SCOSCO	0.135069	0.134866	0.011845	0.011987
SOLSO1	1.71822	1.426188	0.317148	0.464447
SOLSO3	1.377649	1.049466	0.424838	0.73864
SOLSO4	0.958439	0.729498	0.425818	0.741608
SPRSPR	1.213152	1.113802	0.164559	0.196972
SYNGSP	1.61861	1.233644	0.42426	0.736896
TRATRA	1.006317	0.946438	0.123311	0.140656
TRAVIP	1.552361	1.047849	0.548412	1.214409
TRILUC	1.048478	0.85272	0.344421	0.52537
TRILUS	1.591059	1.495511	0.124337	0.141992
TRIMIN	0.662519	0.658702	0.020256	0.020675
ZOAVIV	1.298957	1.082553	0.311603	0.452649
BUGLUT	1.996453	1.192795	0.646211	1.826546
CALLSP	2.079876	1.264259	0.633792	1.730691
DICLAB	0.342866	0.333252	0.063674	0.068004
HIPPLA	0.338309	0.309552	0.170204	0.205116
PHRNOR	0.10998	0.109709	0.013736	0.013927
RHICIM	0.436702	0.381095	0.245209	0.32487
ENGENC	0.187559	0.185731	0.028097	0.028909
LOPPIS	0.033296	0.0327758	0.039591	0.041223
MERMER	0.059627	0.0574536	0.079809	0.086731
RAJASP	0.171995	0.170325	0.028024	0.028832
SCYCAN	0.163381	0.162387	0.02089	0.021335
OVER-ALL	**1.263598**	**0.888344**	**0.510136**	**1.041385**
Pseudo F Statistic = 116.36				
Approximate Over-All R-Squared = 0.264				
Cubic clustering criterion = 244.928				

Cluster means

Cluster	AGOCAT	ALOFAL	AMMOSP	ANGANG	ARNLAT	BELBEL	CILMUS	CLUHAR	CYCLUM	EUTGUR	GADMO3	GADMO4	GASACU	GOBISP	HYPLAN	LIMLI0
1	4.39882	0	0.22663	0	0.61939	0.03971	0	0.09099	0	0.20957	1.0736	0.06927	0.05287	0.93033	0.12697	3.8614
2	0.26922	0.02461	0.94622	0.06711	0.28682	0	0.29927	0.67417	0.03327	0.02576	0.08484	0	0.01231	5.93132	0.35571	1.91904
3	0.6154	0.03692	0.40721	0	0.02457	0.01299	0.74745	5.02635	0	0	0.12908	0.03145	0.03692	6.34273	0.04991	3.67824
4	2.66994	0	0.00383	0.0485	2.70115	0.01519	0.00383	0.0602	0	2.23579	0.45107	0.17186	0	0.68516	0.07287	2.03355
5	2.40752	0.19951	0.12514	0.12514	0	0	3.21524	3.35028	0.03129	0	0.75219	0	0.07292	6.65355	0.03129	4.12669
6	1.76976	0	0.77521	0.02138	3.41359	0.02415	0.027	0.41302	0	0.22803	0.22827	0.02999	0.02415	6.09031	0.43397	4.19003
7	0.71959	0.00621	0.15825	0.00812	3.37504	0.05458	0	0.09484	0.00812	1.6829	0.019	0.12677	0	0.6723	0.82631	1.25677
8	0.58963	0	0.27695	0.31236	0.11165	0	0.70321	0.65458	0.03361	0.02427	0.14102	0.02934	0.01442	0.15578	0.09033	3.9353
9	0.25963	0.00987	0.41413	0.2052	0.08742	0.00527	0.44318	0.37033	0	0.02965	0.07172	0.05177	0.04734	0.14935	0.16116	0.72719
10	3.35666	0.06836	0.05247	0	0	0	2.56612	2.46198	0	0.07968	1.56784	0.03418	0	5.91712	0.10255	3.08202
11	1.45341	0.00694	0.18601	0.03948	3.49344	0.07566	0.00424	0.17697	0	0.51845	0.1059	0.03952	0.03895	0.53933	0.53294	1.84604
12	0.62906	0	0.44057	0.06811	0.75356	0.01299	0.60438	0.54944	0	0.01099	0.11621	0	0	7.28431	0.16993	4.91167
13	1.71123	0.0296	0.44442	0.12104	0.16774	0	0.99614	0.72822	0.06224	0.01565	0.92625	0.03131	0	7.40124	0.1245	6.12982
14	0.57793	0.17534	0	0.13673	0	0	1.10673	3.32065	0	0	0.23903	0	0	5.97784	0.03418	1.22554
15	1.40093	0	1.81519	0.04749	0.66123	0.04366	0.1002	0.27179	0.05073	0.02096	0.41582	0	0.03962	0.10177	0.60657	4.7557
16	0.81516	0	0.00605	0.01646	2.95355	0.02224	0.00594	0.08819	0.00907	2.33589	0.34583	0.362	0	0.07305	0.02455	1.01344
17	0.353	0.02122	0.26098	0.1745	0.02532	0.01061	0.56271	3.98759	0.02473	0.01061	0.13648	0.01808	0.01061	0.15127	0.09211	2.11308
18	5.147	0	1.88829	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.11861
19	2.83277	0	0.77859	0.08321	0.20572	0.03619	0.25272	0.63999	0	0.04308	1.3745	0	0	0.19118	0.29485	3.10268
20	2.53201	0.07971	0.81152	0.07029	0.05694	0	1.97349	1.41992	0	0	0.87738	0.0183	0	3.56917	0.06975	5.19106

Cluster	LIMLI1	LIMLI2	LIMLI3	LIMLI4	LIPLIP	MERME1	MERME3	MERME4	MICKIT	MULSUR	MYOSCO	OSMEPE	PHOGUN	PLAFLE	PLEPL1	PLEPL3
1	6.1222	5.40917	3.95251	1.31011	0	3.62448	2.16662	0.11289	0.39739	0.00746	2.23306	0.01732	0.04193	1.96006	5.44087	5.57839
2	0.62242	0.37075	0.25445	0.09457	0.27974	0.57637	0.61044	0.08768	0.00866	0.02331	0.27771	0.28473	0.12001	0.44438	3.74912	1.36506
3	1.44843	0.76629	0.41886	0.08487	0.35305	1.88845	1.22551	0.10735	0.02197	0	0.44016	0.78132	0.09293	0.77538	4.54886	1.54588
4	5.15617	5.43212	3.33807	1.07667	0	1.7071	2.02661	0.73103	0.53634	0.13964	0.26314	0	0	0.34146	0.54696	4.58438
5	0.57369	0.15643	0.11588	0.03129	2.94554	2.32935	1.32386	0.06257	0	0	0.80875	1.55062	0.47652	1.87078	5.73077	1.05099
6	3.55066	2.88779	1.58063	0.60174	0.01428	0.72705	1.38608	0.36522	0.04914	0.23104	0.36038	0	0.027	0.51448	4.09309	3.92451
7	2.79326	3.47366	2.16742	0.83274	0.00909	0.68188	0.84706	0.75	0.07546	0.42024	0	0	0	0.0409	0.11428	2.32543
8	1.85035	0.83805	0.30006	0.05899	0.24077	0.70316	1.08723	0.22664	0.15368	0	0.80172	0.17941	0.28874	1.05369	5.05567	3.57392
9	0.48094	0.2911	0.15661	0.03086	0.21942	0.34003	0.42885	0.09328	0.13783	0.00368	0.22816	0.06029	0.08881	0.38352	1.61099	1.14414
10	0.43929	0.42434	0.38608	0.02406	1.01004	4.62315	3.69037	0.06836	0.03418	0	0.85967	1.01746	0.06836	2.10224	5.00256	0.492
11	3.90066	3.52758	2.30211	0.85287	0	0.95257	1.02711	0.55885	0.15231	0.3768	0.31218	0	0.00832	0.61434	3.72664	5.30735
12	2.72792	1.40591	0.41546	0.20359	0.5263	0.72946	1.14897	0.34026	0.01846	0.05383	0.03705	0.0925	0	0.53342	1.73393	1.28659
13	1.56138	1.18575	0.80163	0.20465	0.839	1.77437	1.87172	0.42077	0	0	1.19737	0.26557	0.2424	1.55331	6.32423	2.94476
14	0.29507	0.18547	0.09216	0	1.56706	0.98201	0.22155	0	0	0	1.33068	5.21451	0.26394	3.74038	5.82526	1.33396
15	2.92005	2.2761	1.53204	0.38202	0.11068	0.93857	0.81399	0.19762	0	0	0.88583	0.22059	0.0501	0.81897	3.62705	1.66525
16	4.5036	4.85471	2.73368	0.56197	0	1.92851	2.44934	1.44535	0.27558	0.01695	0	0	0	0.05961	0.02461	1.53974
17	0.34453	0.24522	0.09734	0.0409	0.41832	0.71819	0.55836	0.02554	0	0	0.26144	0.49344	0.04811	0.77791	3.86725	0.76766
18	4.46107	5.69243	5.76923	1.09861	0	1.88829	4.80189	3.44133	0	0	0	0	0	0	1.88829	6.58669
19	2.05136	2.66557	1.95855	0.53864	0	4.23209	4.123	0.1912	0.08617	0.02154	0.8636	0.2085	0.05095	1.10693	5.19228	2.21976
20	5.24267	3.31962	2.19448	0.43769	0.37173	5.1286	4.96406	0.28865	0.026	0	1.07722	0.30227	0.32666	1.5942	6.12469	3.13961

Cluster	PLEPL4	SCOMA1	SCOMA3	SCOMA4	SCORH1	SCORH3	SCORH4	SCOSCO	SOLSO1	SOLSO3	SOLSO4	SPRSPR	SYNGSP	TRATRA	TRAVIP	TRILUC
1	2.82438	0.02257	0.51425	0.333	0.01465	0.11473	0.23278	0.03638	0.731	2.21729	1.08701	0.28499	0.0772	0.2425	0.06636	1.02208
2	0.11028	0	0.00732	0	0.02461	0.05329	0	0.00866	1.07496	0.10413	0.03327	0.59451	0.86824	0.25463	0.69676	0.37079
3	0.06148	0	0	0.02457	0.06148	0.06148	0	0	1.09233	0.10443	0.03145	1.64296	1.0669	0.15412	0.09618	0.14358
4	3.70695	0	0.11892	0.38404	0	0.03479	0.25344	0.01333	0.26457	2.83602	2.01521	0.11736	0.04512	0.66962	0.4933	1.56747
5	0	0.07075	0	0	0.03129	0	0	0	2.70378	0.06257	0	2.08947	5.57741	0	0	0.23971
6	0.78077	0	0.15444	0.15988	0.0035	0.01557	0.07626	0.0325	1.65246	1.38649	0.45879	0.2426	0.16307	1.44408	1.80694	1.58859
7	2.31848	0.01449	0.05116	0.24926	0	0.04186	0.23685	0.01172	0.12618	1.54174	1.22896	0.09147	0.05582	0.51698	4.20106	1.07514
8	0.74631	0	0.01442	0	0.04326	0.01442	0	0	3.01301	1.23012	0.19358	0.25313	0.38953	0.08844	0.12169	0.18782
9	0.47483	0	0.03016	0.02799	0.01483	0.01707	0.02908	0	0.96297	0.57709	0.29065	0.11105	0.50071	0.18966	0.22952	0.07467
10	0	0	0	0	0.03418	0	0	0	1.61434	0.03418	0	0.47317	2.55179	0	0.03418	0.13311
11	1.95566	0	0.58549	0.36474	0.01074	0.29014	0.37872	0.04971	0.91756	2.75527	1.12853	0.15358	0.12492	1.01378	1.47615	2.02194
12	0.29789	0	0.04091	0.03241	0	0	0.01616	0.03145	1.6241	0.43751	0.09993	0.4986	0.23532	0.12906	0.51323	0.43598
13	0.17802	0.05212	0.04322	0.01552	0.09632	0.02224	0	0	3.87756	0.27831	0.25765	0.64195	0.79957	0.19301	0.0296	0.33938
14	0.13214	0	0	0	0.06836	0.0455	0	0	1.70431	0.06836	0	1.02223	3.29146	0	0	0
15	0.57519	0	0.04227	0.05938	0	0	0.04309	0	1.98446	0.98577	0.31428	0.49215	0.57732	0.84668	0.52896	1.1646
16	2.9367	0	0.01765	0.23247	0	0.00882	0.09396	0.02542	0	0.79119	1.2723	0.13467	0.02985	0.22895	0.08921	0.27667
17	0.05872	0.03534	0	0	0.03252	0.03182	0	0.01412	1.28403	0.3632	0.0428	1.14739	0.89613	0.4974	0.11981	0.0744
18	4.21701	0	0	0	0	0	0	0	8.52692	4.00512	3.7348	0	0	0	1.88829	0
19	0.19798	0.02154	0.0531	0	0	0	0	0	0.81956	0.14614	0.06363	0.66887	0.46739	0.08185	0.0715	0.72519
20	0.05207	0.052	0.026	0	0.026	0.026	0	0.0183	1.16501	0.19329	0	0.40979	1.43041	0.026	0.08294	0.21978

Cluster	TRILUS	TRIMIN	ZOAVIV	BUGLUT	CALLSP	DICLAB	HIPPLA	PHRNOR	RHICIM	ENGENC	LOPPIS	MERMER	RAJASP	SCYCAN
1	0.33151	0.09201	1.65817	1.37068	3.47955	0.03207	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0.36539	0.05932	0.30783	0.21417	0.46971	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0.4763	0.11977	0.93483	0.03106	0.4102	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0.58263	0.17854	0.0347	3.25125	3.8401	0.00383	0.0095	0.03395	0.1594	0	0	0.00218	0.01255	0.01409
5	0.52306	0.03129	2.06833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0.74191	0.26004	0.04621	4.49241	4.1128	0	0	0	0.04404	0	0	0	0	0
7	0.26279	0.31627	0	3.70527	2.90339	0	0	0	0.00632	0	0	0	0.05433	0.01984
8	2.18016	0.09424	1.36733	0.24864	0.34879	0.05098	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1.3919	0.21266	0.35307	0.03607	0.26119	0.01707	0.00368	0.00368	0.02649	0.04774	0.00225	0	0.0522	0.07485
10	0.75518	0	0.96329	0.09283	0.22244	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0.83342	0.23468	0.00832	4.19709	4.31886	0	0	0	0.00984	0	0	0	0	0
12	1.40919	0.27974	0.03145	0.42793	3.73667	0.01299	0	0.02197	0	0	0	0	0	0
13	1.41838	0.22507	1.79758	0.10949	0.33541	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0.18222	0	2.80189	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	1.18157	0.1561	0.48727	0.47049	4.12459	0.02977	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0.35113	0.25262	0	1.83221	2.25602	0	0.49855	0.03576	0.77513	0	0.02373	0.0601	0.08369	0.01184
17	0.58733	0.05101	0.41056	0.01061	0.04848	0.32117	0	0	0	0.10675	0	0	0	0
18	3.37516	0	0	6.24036	7.91365	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0.44702	0.07239	0.79625	0.74541	1.33542	0	0.04308	0	0	0	0	0	0	0
20	1.75479	0.10804	1.89651	0.0399	0.29542	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Appendix IV: Cluster summary, statistics of the variables, mean values of the variables in the classification and distances between the clusters. FASTCLUS 7 cluster classification.

Cluster	Number of hauls in cluster	RMS Std Deviation	Maximum distance from seed to observation	Nearest cluster	Distance between cluster centroids
C1	430	0.5679	5.7859	2	3.4073
C2	115	0.9322	7.3202	1	3.4073
C3	94	1.2967	7.5719	6	4.3386
C4	48	1.3584	9.0741	3	5.4947
C5	366	0.7215	7.9228	6	4.9512
C6	83	1.0501	7.1796	3	4.3386
C7	74	1.1031	8.538	1	4.1312

Distance between cluster centroids

Nearest cluster

Cluster	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
C1	.	3.40728493	9.029885597	9.95686225	6.3901997	8.01996345	4.13115942
C2	3.4072849	.	8.003136625	8.64132369	6.83469575	7.75694695	4.38643154
C3	9.0298856	8.00313663	.	5.49468307	5.79970064	4.33855438	7.4830956
C4	9.9568623	8.64132369	5.494683068	.	7.53182872	6.1760037	8.48054181
C5	6.3901997	6.83469575	5.799700643	7.53182872	.	4.95120225	7.38802021
C6	8.0199634	7.75694695	4.338554379	6.1760037	4.95120225	.	6.23387738
C7	4.1311594	4.38643154	7.483095598	8.48054181	7.38802021	6.23387738	.

Statistic for variables

Variable	Total STD	Within STD	R-Squared	RSQ/(1-RSQ)
ALOFAL	0.291333	0.286864	0.035251	0.036539
ANGANG	0.534119	0.530198	0.01952	0.019909
CILMUS	1.489315	1.184232	0.370871	0.5895
GASACU	0.238005	0.237991	0.00508	0.005106
GOBISP	3.379559	1.186314	0.877392	7.156072
LAMFLU	0.134765	0.134546	0.008188	0.008256
LIPLIP	1.266214	1.06456	0.296659	0.421785
MYOSCO	1.053009	0.943161	0.201735	0.252717
OSMEPE	1.446336	0.9855	0.53803	1.164641
PHOGUN	0.578939	0.557724	0.076552	0.082897
PLAFLE	1.452257	1.239614	0.275021	0.379349
SYNGSP	1.949029	1.182831	0.633522	1.728673
ZOAVIV	1.488525	1.018386	0.534251	1.14708
ENGENC	0.249098	0.247741	0.015775	0.016027
ENTAEQ	0.0918331	0.0914312	0.013653	0.013842
OVER-ALL	1.351976	0.840459	0.615466	1.60055

Pseudo F Statistic = 320.91

Approximate Over-All R-Squared = 0.51651

Cubic clustering criterion = 30.416

Cluster means

Cluster	ALOFAL	ANGANG	CILMUS	GASACU	GOBISP	LAMFLU	LIPLIP	MYOSCO
C1	0.00859	0.19418	0.43017	0.02741	0.18613	0	0.15811	0.17152
C2	0.0321	0.24177	0.82313	0	0.47351	0	0.25001	1.26448
C3	0.19842	0.13746	3.70673	0.04577	6.93155	0.03927	2.5694	1.28622
C4	0.14608	0.15382	0.87491	0	6.37345	0	0.99256	1.6611
C5	0.01513	0.05442	0.40478	0.00504	6.56257	0.01569	0.32124	0.20668
C6	0.06672	0.01565	1.35118	0.04448	6.39106	0.02224	1.05927	0.6637
C7	0.0332	0.20446	1.74214	0.04989	0.34075	0.02494	1.49693	0.3938

Cluster	OSMEPE	PHOGUN	PLAFLE	SYNGSP	ZOAVIV	ENGENC	ENTAEQ
C1	0.07316	0.04148	0.58613	0.19761	0.08156	0.06654	0
C2	0.40905	0.37065	1.13933	0.60714	3.15819	0	0.0321
C3	1.28105	0.49955	2.69843	2.79809	2.38521	0	0
C4	5.47773	0.44559	3.45133	3.45097	3.17205	0	0
C5	0.24718	0.038	0.57339	0.24443	0.38115	0	0
C6	0.64584	0.19841	0.9253	4.95326	0.9714	0	0
C7	0.92875	0.14632	1.05539	3.68737	0.65915	0.02494	0.02494

Cluster means										
Cluster	AGOCAT	ALOFAL	AMMOSP	ANGANG	ARNLAT	CILMUS	CLUHAR	CYCLUM	EUTGUR	GADMO3
D1	0.86754	0.01757	0.70704	0.02436	0.37177	0.64433	1.87237	0.03727	0.00294	0.27154
D2	0.39644	0	0.33558	0.37196	0.03916	0.60114	1.28964	0	0.00679	0.0637
D3	1.78708	0	0.65629	0.05414	1.55587	0.07059	0.24458	0	0.20001	0.20103
D4	0.91795	0.22083	0.03137	0.12754	0.00401	1.3025	2.68663	0.00586	0.00302	0.42371
D5	0.54662	0	0.83621	0	3.52633	0.04395	0.28955	0	0.40237	0.06552
D6	2.80396	0	1.47837	0	0.16314	0.17728	0.12578	0.05926	0	1.44497
D7	0.21897	0	0.40332	0.14863	0.39198	0.949	1.37028	0	0	0.08338
Cluster	GASACU	GOBISP	HYPLAN	LIMLI0	LIMLI1	LIMLI2	LIMLI3	LIMLI4	LIPLIP	MERME1
D1	0.00858	4.15124	0.11862	3.62519	1.58559	0.94864	0.57904	0.15932	0.39712	1.62961
D2	0.03097	0.29866	0.09706	1.76969	0.8464	0.37784	0.11887	0.02492	0.21593	0.28478
D3	0	3.0508	0.14356	4.33215	3.24124	2.19937	1.02827	0.34588	0.04195	1.07467
D4	0.04403	4.68639	0.02312	1.60441	0.52126	0.29758	0.16303	0.06717	1.79711	1.4172
D5	0	3.60007	0.90471	2.9273	2.46732	2.42762	1.45916	0.61995	0	0.70048
D6	0	2.53893	0.39307	3.90781	2.65914	3.24742	2.51115	0.45502	0	3.15267
D7	0	5.84887	0.17442	5.16485	1.96143	1.04581	0.23536	0.12333	0.61693	0.99215
Cluster	MERME3	MERME4	MICKIT	MULSUR	MYOSCO	OSMEPE	PHOGUN	PLAFLE	PLEPL1	PLEPL3
D1	1.48043	0.20135	0.00792	0	0.54453	0.46358	0.16246	0.95209	5.1992	2.33577
D2	0.54406	0.01319	0.14087	0	0.43402	0.02354	0.15253	0.75581	2.53954	1.73208
D3	1.63164	0.41757	0.10818	0	0.35703	0	0.10236	0.69977	3.39244	3.53235
D4	0.84113	0.02514	0	0	0.80384	3.45268	0.32799	2.66016	5.03401	0.648
D5	0.83063	0.3071	0.01666	0	0.10187	0	0	0.19692	2.76665	4.46183
D6	2.58615	0.07287	0	0	1.43524	0.32947	0.11662	1.02593	5.33468	2.14667
D7	1.10718	0.35839	0.00862	0	0.06946	0.03657	0	0.55943	2.13258	1.43161
Cluster	PLEPL4	SCOMA1	SCORH1	SCORH3	SOLSO1	SOLSO3	SOLSO4	SPRSPR	SYNGSP	TRATRA
D1	0.16559	0.01463	0.03158	0.02496	1.84008	0.20564	0.0783	0.80061	1.15255	0.31191
D2	0.64512	0	0.02891	0.02162	1.76899	0.94486	0.21829	0.30231	0.52324	0.25044
D3	1.25126	0	0	0	2.93138	1.6489	0.45533	0.19436	0.31765	0.71909
D4	0.01606	0.01082	0.06336	0.03412	2.02198	0.04418	0	0.99526	2.51938	0.00401
D5	0.68109	0	0	0	1.46911	1.09371	0.24016	0.24044	0.05849	1.37087
D6	0.211	0	0	0	0.92186	0.12039	0.035	0.39996	0.56817	0.39659
D7	0.14744	0	0	0	1.90094	0.33903	0.09447	0.59696	0.35084	0.11502
Cluster	TRAVIP	TRILUC	TRILUS	TRIMIN	ZOAVIV	DICLAB	ENGENC	BUGLUT	CALLSP	
D1	0.40493	0.48512	0.79715	0.1139	0.86903	0	0	0.3397	0.45769	
D2	0.06686	0.07945	1.96652	0.04476	0.65469	0.16141	0.08629	0.01778	0.28554	
D3	0.93439	0.80029	1.36515	0.15561	0.05127	0	0	3.83872	3.9751	
D4	0.01041	0.02979	0.32099	0	1.93148	0	0	0	0	
D5	2.32533	0.9599	0.65928	0.26266	0.04395	0	0	5.49591	3.96685	
D6	0.03281	0.51721	0.17995	0.0205	1.37108	0	0	0.59899	2.19245	
D7	0.34159	0.10032	1.47023	0.23715	0.07728	0.00541	0	0.29408	2.16736	

Appendix V: Cluster summary, statistics of the variables, mean values of the variables in the classification and distances between the clusters. FASTCLUS 7 cluster classification. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into two depthbands (0-15m and >15m).

	Number of		Maximum distance				
	hauls in	RMS Std	from seed	Nearest	Distance between		
Cluster	cluster	Deviation	to observation	cluster	cluster centroids		
D1	24	0.5285	5.4403	7	4.7733		
D2	17	0.4933	4.4497	1	5.8424		
D3	4	0.6641	4.996	5	4.4946		
D4	9	0.5918	6.9138	1	5.4128		
D5	6	0.6791	5.9885	3	4.4946		
D6	15	0.5958	5.0625	1	5.6445		
D7	15	0.5208	4.9457	1	4.7733		

Distance between cluster centroids

Nearest cluster

Cluster	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
D1	.	5.84235987	6.99081002	5.41283699	8.87631539	5.64447877	4.77332339
D2	5.8423599	.	8.29328416	7.71987268	9.87193874	8.30593549	7.14712078
D3	6.99081	8.29328416	.	10.580367	4.49460438	6.88670568	6.79974073
D4	5.412837	7.71987268	10.58036695	.	11.9712122	8.91129971	7.85705125
D5	8.8763154	9.87193874	4.49460438	11.9712122	.	9.17550762	8.691511
D6	5.6444788	8.30593549	6.88670568	8.91129971	9.17550762	.	7.76614961
D7	4.7733234	7.14712078	6.79974073	7.85705125	8.691511	7.76614961	.

Statistic for variables

Variable	Total STD	Within STD	R-Squared	RSQ/(1-RSQ)
AGOCAT	1.023717	0.548275	0.7325	2.738313
ALOFAL	0.0974674	0.0747414	0.451607	0.823511
AMMOSP	0.926104	0.848222	0.217676	0.278243
ANGANG	0.209461	0.165539	0.417519	0.716795
ARNLAT	0.956003	0.408263	0.829922	4.879646
CILMUS	0.679119	0.59194	0.291481	0.411394
CLUHAR	1.232684	0.973981	0.417782	0.71757
CYCLUM	0.0734491	0.0720837	0.101766	0.113296
EUTGUR	0.139962	0.0945162	0.574715	1.351366
GADMO3	0.644499	0.438158	0.568972	1.320035
GASACU	0.0450297	0.0437819	0.118387	0.134284
GOBISP	2.122436	1.136318	0.732688	2.740943
HYPLAN	0.423595	0.377115	0.260845	0.352895
LIMLI0	1.584262	1.056773	0.585049	1.409921
LIMLI1	1.098609	0.809356	0.493848	0.975692
LIMLI2	1.17268	0.573348	0.777071	3.485743
LIMLI3	0.95024	0.440947	0.799186	3.979728
LIMLI4	0.256271	0.187657	0.499944	0.999777
LIPLIP	0.666603	0.451408	0.572348	1.338347
MERME1	1.149742	0.72251	0.631722	1.715343
MERME3	0.917649	0.653801	0.526602	1.112387
MERME4	0.243053	0.208131	0.316153	0.462315
MICKIT	0.118959	0.109111	0.215436	0.274593
MULSUR	0	0	.	.
MYOSCO	0.603171	0.426312	0.534134	1.146539
OSMEPE	1.172915	0.640334	0.722049	2.597753
PHOGUN	0.220852	0.208083	0.172135	0.207926
PLAFLE	0.882091	0.661313	0.475827	0.907767
PLEPL1	1.677015	0.984842	0.678377	2.109227
PLEPL3	1.262789	0.924947	0.499666	0.998664
PLEPL4	0.516845	0.434975	0.339463	0.513919
SCOMA1	0.0251975	0.0251621	0.070032	0.075306
SCORH1	0.0669357	0.0659744	0.09401	0.103765
SCORH3	0.0533397	0.0535338	0.060617	0.064529
SOLSO1	0.839284	0.737897	0.279122	0.387196
SOLSO3	0.584703	0.400432	0.562604	1.286258
SOLSO4	0.214955	0.19395	0.240773	0.317128
SPRSPR	0.53508	0.487262	0.226651	0.293078
SYNGSP	0.894622	0.624354	0.545776	1.201557
TRATRA	0.584949	0.50923	0.293225	0.414878
TRAVIP	0.836126	0.635721	0.46089	0.854908
TRILUC	0.51893	0.452089	0.292188	0.412805
TRILUS	0.908527	0.674961	0.485281	0.942807
TRIMIN	0.184433	0.167771	0.2283	0.295841
ZOAVIV	0.892781	0.698932	0.428432	0.749575
DICLAB	0.116995	0.102	0.291145	0.410725
ENGENC	0.0877223	0.0837531	0.149902	0.176334
BUGLUT	1.553265	0.488716	0.907677	9.831537
CALLSP	1.53895	0.896415	0.683584	2.160401
OVER-ALL	**0.856185**	**0.554451**	**0.608907**	**1.556934**

Pseudo F Statistic = 21.54

Approximate Over-All R-Squared = 0.32025

Cubic clustering criterion = 35.483

Appendix VI: Cluster summary, statistics of the variables, mean values of the variables in the classification and distances between the clusters. FASTCLUS 7 cluster classification. The hauls are pooled into 3x3 mile rectangles and into six depthbands (0-5m, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 and >25m.).

Cluster	Number of hauls in cluster	RMS Std Deviation	Maximum distance from seed to observation	Nearest cluster	Distance between cluster centroids
E1	18	0.4763	4.9208	4	3.7753
E2	6	0.674	5.6296	6	7.7755
E3	28	0.5397	5.7973	1	4.9436
E4	19	0.5605	5.9063	1	3.7753
E5	17	0.6913	6.004	1	4.6046
E6	3	0.6088	4.4238	7	5.2463
E7	12	0.5434	4.8834	1	4.4113

Distance between cluster centroids

Nearest cluster

Cluster	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
E1	.	9.9419456	4.94360602	3.77525158	4.60456267	6.63948948	4.41130362
E2	9.9419456	.	10.34689226	11.8493031	8.56288384	7.77553626	8.8344681
E3	4.943606	10.3468923	.	7.15445864	7.178928	6.29664601	6.66935481
E4	3.7752516	11.8493031	7.15445864	.	6.87697881	8.71957114	5.92217006
E5	4.6045627	8.56288384	7.178928	6.87697881	.	6.5808133	5.98401708
E6	6.6394895	7.77553626	6.29664601	8.71957114	6.5808133	.	5.24630486
E7	4.4113036	8.8344681	6.66935481	5.92217006	5.98401708	5.24630486	.

Statistic for variables

Variable	Total STD	Within STD	R-Squared	RSQ/(1-RSQ)
AGOCAT	0.955812	0.770718	0.388049	0.634119
ALOFAL	0.0765598	0.0692345	0.230312	0.299228
AMMOSP	0.748422	0.626243	0.341033	0.517526
ANGANG	0.238401	0.210882	0.263562	0.357888
ARNLAT	0.860335	0.503596	0.677522	2.100987
CILMUS	0.779872	0.674977	0.294978	0.418396
CLUHAR	1.327347	1.079966	0.376951	0.60501
CYCLUM	0.0495914	0.0460577	0.188174	0.231792
EUTGUR	0.139363	0.103151	0.484392	0.939457
GADMO3	0.541678	0.427101	0.414873	0.709031
GASACU	0.0788444	0.0788687	0.058244	0.061847
GOBISP	2.151367	0.93819	0.821012	4.586969
HYPLAN	0.32947	0.317409	0.12647	0.144781
LIMLI0	1.447025	0.999255	0.551181	1.228067
LIMLI1	1.172956	0.839701	0.517656	1.073211
LIMLI2	0.974595	0.577303	0.66976	2.028104
LIMLI3	0.780258	0.476054	0.649645	1.854249
LIMLI4	0.230333	0.175985	0.450571	0.820071
LIPLIP	0.689929	0.478875	0.546575	1.205434
MERME1	1.090576	0.755336	0.548519	1.214931
MERME3	1.006675	0.786938	0.42486	0.738708
MERME4	0.227593	0.211242	0.1892	0.233349
MICKIT	0.156013	0.150004	0.129928	0.149331
MULSUR	0	0	.	.
MYOSCO	0.537707	0.469019	0.283921	0.396493
OSMEPE	1.05534	0.624378	0.670556	2.035418
PHOGUN	0.244292	0.238544	0.102594	0.114323
PLAFLE	0.763708	0.643018	0.332791	0.498781
PLEPL1	1.594384	1.072815	0.573877	1.34674
PLEPL3	1.214438	0.963324	0.407804	0.688631
PLEPL4	0.528617	0.484432	0.209584	0.265156
SCOMA1	0.0484444	0.0482093	0.067936	0.072887
SCORH1	0.0587028	0.0566909	0.122231	0.139252
SCORH3	0.0994251	0.100406	0.040168	0.041849
SOLSO1	0.79984	0.815564	0.021455	0.021925
SOLSO3	0.555613	0.392017	0.53147	1.134334
SOLSO4	0.167474	0.144876	0.295678	0.419805
SPRSPR	0.598737	0.542962	0.226008	0.292003
SYNGSP	1.026845	0.591967	0.687208	2.197015
TRATRA	0.616615	0.490249	0.405056	0.680829
TRAVIP	0.689203	0.531518	0.440226	0.786437
TRILUC	0.500236	0.361411	0.508726	1.035524
TRILUS	1.078923	0.95352	0.264894	0.360348
TRIMIN	0.198864	0.196306	0.082882	0.090372
ZOAVIV	0.88059	0.735432	0.34354	0.523322
DICLAB	0.35579	0.34689	0.10532	0.117718
ENGENC	0.131116	0.126819	0.119504	0.135723
BUGLUT	1.412482	0.486735	0.888239	7.947644
CALLSP	1.513977	0.826404	0.719575	2.566016
OVER-ALL	**0.83059**	**0.570837**	**0.555449**	**1.249463**

Pseudo F Statistic = 19.99

Approximate Over-All R-Squared = 0.31067

Cubic clustering criterion = 31.236

Cluster means										
Cluster	AGOCAT	ALOFAL	AMMOSP	ANGANG	ARNLAT	CILMUS	CLUHAR	CYCLUM	EUTGUR	GADMO3
E1	0.77274	0.01248	0.26097	0.03451	0.18774	0.70787	2.56283	0.0575	0	0.18159
E2	0.75128	0	0.51308	0	3.10528	0	0.20913	0	0.42262	0.06552
E3	0.47408	0	0.35738	0.31734	0.0416	0.54848	1.43157	0	0.00942	0.03818
E4	1.20178	0.09618	0.10177	0.0794	0.02829	1.53928	2.52138	0.00694	0.03267	0.46659
E5	2.06034	0	1.41104	0.03445	0.48298	0.48449	0.63401	0	0.03045	1.00453
E6	0.68381	0	0	0.22339	0.63315	0.45884	0.11805	0	0	0.08662
E7	0.19802	0	0.41302	0.06494	0.37501	0.52198	1.69722	0	0	0.03935
Cluster	GASACU	GOBISP	HYPLAN	LIMLI0	LIMLI1	LIMLI2	LIMLI3	LIMLI4	LIPLIP	MERME1
E1	0.01312	3.57446	0.08984	3.23715	1.58709	0.88286	0.44764	0.1045	0.51061	1.56542
E2	0	3.2971	0.44642	3.77158	3.14138	2.40035	1.51928	0.68074	0	0.77756
E3	0.04448	0.41468	0.11549	1.75845	0.79098	0.31321	0.10347	0.03139	0.1803	0.25451
E4	0.03481	5.14182	0.03747	2.34369	0.597	0.29454	0.2386	0.05781	1.49902	1.89836
E5	0	3.14534	0.31266	4.35689	2.6681	2.33093	1.80301	0.23652	0.06871	2.39191
E6	0	2.416	0.08662	5.3051	2.58454	1.02418	0.39583	0.25986	0.51911	0.78512
E7	0	6.00425	0.23452	4.11017	1.57845	0.80847	0.34942	0.13019	0.43241	0.60986
Cluster	MERME3	MERME4	MICKIT	MULSUR	MYOSCO	OSMEPE	PHOGUN	PLAFLE	PLEPL1	PLEPL3
E1	1.34477	0.13045	0.00394	0	0.7125	0.49383	0.19441	0.95862	4.85117	1.99206
E2	1.14597	0.24612	0.1707	0	0.17285	0	0	0.34755	2.52526	4.36438
E3	0.59119	0.01178	0.1082	0	0.46072	0.01747	0.14915	0.74407	2.82157	1.71877
E4	1.18736	0.0453	0	0	0.82627	2.3461	0.24292	1.77204	4.94974	0.99979
E5	2.56334	0.24656	0	0	0.83502	0.26463	0.12577	1.18241	5.41256	2.5737
E6	0.74379	0.08662	0	0	0.08662	0	0.07691	0.67903	1.36273	1.42354
E7	0.90794	0.2467	0.02034	0	0.02175	0.0633	0	0.4841	2.99613	1.79507
Cluster	PLEPL4	SCOMA1	SCORH1	SCORH3	SOLSO1	SOLSO3	SOLSO4	SPRSPR	SYNGSP	TRATRA
E1	0.16057	0.02903	0.0455	0.02196	1.60695	0.20138	0.07265	0.77167	1.31607	0.09321
E2	0.90167	0	0	0	1.73653	1.51334	0.40484	0.16648	0.19015	1.67898
E3	0.547	0	0.0119	0.04829	1.73957	0.85006	0.13822	0.35809	0.47563	0.28667
E4	0.02614	0.02297	0.04736	0.03444	1.60995	0.06198	0.00928	0.97874	2.61841	0.05791
E5	0.18533	0	0	0	1.71791	0.24903	0.05492	0.61702	0.53712	0.67696
E6	0.42936	0	0	0	2.10809	0.67608	0.08662	0.10236	0.29629	0
E7	0.23735	0	0	0	1.46928	0.21611	0.03519	0.97231	0.31691	0.38604
Cluster	TRAVIP	TRILUC	TRILUS	TRIMIN	ZOAVIV	DICLAB	ENGENC	BUGLUT	CALLSP	
E1	0.19599	0.212	1.04966	0.13153	1.30299	0	0	0.18503	0.19049	
E2	2.04388	1.07348	0.71971	0.2151	0	0	0	5.77576	4.73108	
E3	0.05562	0.08896	1.85562	0.07107	0.67361	0.26159	0.10138	0.01976	0.24684	
E4	0.04147	0.06308	0.39445	0.01531	1.52045	0	0	0.00809	0.01994	
E5	0.25573	0.9361	0.6433	0.09303	0.67117	0	0	0.65324	1.46282	
E6	0.21459	0.22737	1.52858	0	0.38179	0.07691	0	0.63146	3.8673	
E7	0.34186	0.21154	0.76614	0.16609	0	0.01203	0	0.27919	1.94162	

Part 3

Habitat characteristics of resident, non-spawning and nursery-type fish species of the Dutch Coastal Zone

871

H.W. van der Veer (NIOZ)
J.IJ. Witte (NIOZ)

CONTENTS

ABSTRACT

1 INTRODUCTION

2 MATERIALS AND METHODS
- 2.1 Fish fauna survey
- 2.2 Fish age analysis
- 2.3 Macrobenthic survey

3 RESULTS
- 3.1 Habitat characteristics
- 3.2 Resident species
- 3.2.1 Distribution and abundance
- 3.2.2 Food and growth
- 3.2.3 Test of hypotheses
- 3.3 Nursery-type species
- 3.3.1 Distribution and abundance
- 3.3.2 Food and growth
- 3.3.3 Test of hypotheses
- 3.4 Non-spawning species
- 3.4.1 Distribution and abundance
- 3.4.2 Food and growth

4 DISCUSSION
- 4.1 Sampling programme
- 4.2 Resident species
- 4.3 Nursery-type species
- 4.4 Wadden Sea vs. coastal zone

ACKNOWLEDGEMENTS

LITERATURE

ABSTRACT

The habitat characteristics for the functional groups of the fish fauna of the Dutch coastal zone are analysed based on survey data for the western Wadden Sea. The analysis has been restricted to representative members of the various functional groups and to demersal species only. The various functional groups showed a different pattern of relative use of the different habitat types. For all four functional groups (resident, non-spawning, nursery-type and seasonal visitors) the use of the habitat increased from intertidal to subtidal and tidal channel. Species richness was lowest at the tidal flats and highest in the tidal channels. Marine seasonal visitors were never observed at the intertidal stations. Nursery-type species used the intertidal area more than non-spawning species and resident species did. For both the resident species and the nursery-type species growth appeared to be maximal and only determined by the prevailing water temperature. This supports the 'carrying capacity' hypothesis which states that the various predatory fish species are not food limited, and that no density-dependent growth occurs. The 'distribution hypothesis', predicting a relationship between the distribution of both predator and its main prey species was falsified for the resident species studied. Their distribution did not correspond to that of their main prey items, the crustaceans. In contrast, the distribution of the nursery-type species followed that of there prey items, the infauna. It is concluded that the distribution of the various fish species will only follow that of their main prey species in case of sessile infaunal prey. In case the main prey items consist of mobile epibentic species, no relationships will be present.

1 INTRODUCTION

In a previous paper the habitat requirements of the fish fauna in the Dutch coastal zone and related estuaries has been discussed (Van der Veer & Rijnsdorp, 1995). Instead of a discussion of the requirements for each fish species separately, this characterization was based on the use of the area by the different types of fish species. In this way, the fish fauna of the Dutch Wadden Sea and coastal zone of about 100 species (Dankers *et al.*, 1978; Nijssen & De Groot, 1987; Hovenkamp & Van der Veer, 1993) could be reduced to a small number of functional groups (McHugh, 1967; Zijlstra, 1978): [1] resident species, staying in the area during their whole life cycle and consequently in all seasons; [2] non-spawning species, staying in the area during the larger part of the year only leaving the area for spawning in the freshwater or in the open sea; [3] nursery-type species using the area as a nursery for their juveniles, whereas spawning by the adults occurs in the open sea and [4] seasonally visiting species. For each functional group the key factors in relation to their type of life cycle were determined and based on this, suggestions for hypotheses testing were formulated.
For demersal fish species two hypothesis that appeared to apply for both the resident, non-spawning and nursery type groups could be formulated (Van der Veer & Rijnsdorp, 1995), hereafter called the 'carrying-capacity' hypothesis and the 'distribution' hypothesis.

The 'carrying-capacity' hypothesis states that for both the resident, non-spawning and nursery-type species the carrying capacity of the Dutch estuaries and coastal zone is never reached. This implies that food is not limiting growth or in other words that there is no density-dependent growth. This hypothesis can be tested by comparing the

increase in length of the field population with that predicted by an experimentally established growth model, describing growth in relation to temperature under excess of food. The other important factor is the distribution of the various groups in the Dutch estuaries and coastal zone. For all groups it is hypothesised that although the various species are never food limited, nevertheless their distribution in the area will be affected and determined by that of their prey species. This 'distribution' hypothesis can be tested by stomach content analysis of the most important species and comparing the results with the distribution patterns of the most important prey species.

The aim of this paper is to test the 'carrying capacity' and the 'distribution' hypothesis for different functional groups of the Dutch coastal zone. This test will be based on data collected for the western part of the Wadden Sea by beam-trawl fishing and it will therefore deal with demersal species only. The analyses will be restricted to the most common and abundant members of the resident and nursery-type group. In addition some information will be presented about non-spawning species.

2 MATERIAL AND METHODS

A number of data sets were analysed: [1] a demersal fish fauna survey in the western Wadden Sea, describing distribution, abundance, growth and food consumption of fish species; [2] an analysis of the length-age relationships of the fish species studied, based on otolith readings; [3] an analysis of the food consumption in relation to fish size and season for the most important species and [4] a benthic survey in the western Wadden Sea of the macrozoobenthic community, describing the distribution and abundance of the main food items of the various fish species studied.

2.1 Fish fauna survey

Sampling of the demersal fish fauna was carried out for 1 wk every month in 1986, alternately in the Marsdiep and the Vlie basin. Thus, each basin was visited in principle every other month. Sampling stations were selected according to the following criteria: [1] the sampling programme should incorporate stations in the different types of area: the intertidal, the sublittoral and the tidal channels. The intertidal is defined as the area with drained tidal flats at low-low-water spring (LLWS). Sublittoral or subtidal areas are areas between LLWS and LLWS - 5 m. Tidal channels are areas deeper than 5 m below LLWS; [2] the stations should cover a wide range of benthic biomass values; [3] the exchange of individuals between the various sampling sites must be excluded as much as possible; [4] the bottom structure must allow fishing with beam trawls, which means an exclusion of extremely silty areas.

A total of 19 stations were selected (Fig.1). Sampling was carried out for 3 h around high water during daytime following Kuipers (1973, 1977), since during this period the migrating part of flatfish populations is distributed randomly over the tidal flats, and consequently the migrating intertidal and the resident sublittoral populations will be split up. In the intertidal, fishing was done from a rubber dinghy powered by a 25 hp outboard motor using a 2 m beam trawl with 1 tickler chain and a 5 x 5 mm mesh size knotless nylon net. The distance covered by the hauls was registered by a meter wheel fitted to the frame. At each location 2 or 3 hauls of about 300 m were made, covering a total area of at least 1200 m^2. In the sublittoral and tidal channels fishing was done by RV 'Navicula' using a heavier 3 m beam trawl with 1 tickler chain and a 1 x 1 cm

mesh size. For more information see Bergman *et al.* (1989). At each station, 1 to 3 hauls were made of about 600 m, covering at least 1800 m^2.

After sorting of the sample within a few hours, all fish were identified and measured in 0.5 cm total length classes. The age of the fish was estimated by means of established length-age relationships (see 2.2). Throughout the year, stomach content of samples of each species were analysed to determine the potential food items. Stomach composition was determined at species level and if possible prey size was measured. Also, the AFDW (see 2.3) of the total stomach content was estimated. Of each species numbers caught were converted into densities per 1000 m^2. Flatfishes were corrected for net efficiency according to the data of plaice of Kuipers (1975) and Dapper (1978) for the 2 m beam trawl and Bergman *et al.* (1989) for the 3 m beam trawl. For all other species, an average efficiency of 35% was assumed. For each station arithmetic-mean abundance and length were estimated. All statistical analyses were done with SYSTAT (Wilkinson, 1989).

2.2 Fish age analyses

All fishes were collected from fyke-net catches near the southern point of Texel at the entrance of the western Wadden Sea (Fig.1). All fishes were measured to the nearest cm total length alive, and within a few hours the otoliths were removed. The age of an individual fish was based on the number of rings of the otolith. Each age estimate was based on at least two independent readings. All age reading was done by using a light microscope. Length-age relationships were based on individuals collected over a number of years and they were established for males and females separately.

2.3 Macrozoobenthic survey

A survey of the macrozoobenthic community was carried out at each sampling station of the demersal fish fauna in September 1986. Between 5 and 15 samples of at least 15 cm depth were collected with a 0.06 m^2 box core. Out of each sample, 5 small cores (4.5 cm^2 each) of 10 cm depth were taken to analyse sediment structure. The remainder of the samples was used for analyses of the macrobenthic community.

Macrobenthic animals were collected by sieving the sediment through a 1 mm sieve. They were preserved in a 4% formalin-seawater solution and sorted out in the laboratory into species and if possible into different year classes. Ash-free dry weights (AFDW) were determined for all animals or of subsamples by drying at 60°C for 2 days, followed by burning at 560°C for 2 h. The weight loss at 560°C was considered to represent AFDW. All numbers and biomass values were converted into numbers or g AFDW per m^2 ($n.m^{-2}$ and g $AFDW.m^{-2}$). For each station the arithmetic mean value was computed.

Grain-size distribution of the sediment was determined by drying a sediment sample at 60°C for 2 d. Afterwards, the sediment was sieved over a number of graded sieves. After weighting each fraction, the median grain size was determined. Silt content was estimated by decanting the silt from a subsample. After filtering over a Whatman 2V filter and drying at 60°C for 2 d, the weight of the silt fraction was measured and expressed as percentage of the total dry weight of the sediment. Mean values were determined for each sampling station.

3 RESULTS

3.1 Habitat characteristics

Table 1 lists the main habitat characteristics of the various sampling stations. The general trend of more sheltered and siltier stations in the inner parts of the Wadden Sea was also reflected in the sediment composition of the different stations. There was also a trend towards coarser sediment from intertidal to deep channel stations. Macrozoobenthic biomass ranged from almost zero in the deep exposed Vlietroom tidal channel to more than 73 g AFDW.m^{-2} at the subtidal Breehorn station (Fig. 2). In all three habitat types, intertidal, subtidal and deep channels, a range of biomass values could be observed. A general trend was present with low biomass values at the exposed stations, both in the intertidal (Station 3 Wadden and 7 Robbengat), sublittoral (Station 14 Pannenplaat) and tidal channels (Station 23 Texelstroom and 24 Vliestroom). Although in total more than 25 species were found, only a few contributed to most of the biomass. In the intertidal and subtidal the mud snail *Hydrobia ulvae* contributed up to 65 % of the total biomass. Also large individuals of the blue mussel *Mytilus edulis* were responsible for part of the variation observed in biomass. However, the exclusion of these two species resulted in a similar variability between stations, although at a lower biomass level.

In the beam trawl in total 34 fish species were found during the survey's (Table 2). The various functional groups showed a different pattern of relative use of the different habitat types. For all four functional groups (resident, non-spawning, nursery-type and seasonal visitors) the use of the habitat increased from intertidal to subtidal and tidal channel. Species richness was lowest at the tidal flats and highest in the tidal channels. Marine seasonal visitors were never observed at the intertidal stations. Nursery-type species used the intertidal area more than non-spawning species and resident species did. A few fish species were observed in all three habitat types in a high enough frequency to permit an analysis of their habitat requirements. For the group of resident species the eel pout and the viviparous blenny were selected. The plaice and sole formed the nursery-type species and the sand goby represented the non-spawning species.

3.2 Resident species

Two resident species were analysed (Fig. 3): the viviparous blenny *Zoarces viviparus* (L.) and the bull rout *Myoxocephalus scorpius* (L.). Both species are common in the estuaries and in the coastal zone.

The viviparous blenny hides between and under stones etc. It is one of the few resident viviparous species. After mating in August-September, the eggs develop within the females during about 1 month and after hatching grows continues nourished by special tissues in the ovary. Young individuals are born in December-February at a size of about 4 cm. The become mature at the end of their second year of life. Their maximum age is on avarage about 3 to 4 year at a size of about 30 cm total length. Information after Muus (1964) and Wheeler (1978).

The bull rout inhabits a wide range of sea bottoms from sand and mud to rocks. It spawns between December and March and the eggs are deposited in clumps between rocks on the bottom and they are guarded by the male until hatching. They become

mature at the end of their second year of life. Information after Muus (1964) and Wheeler (1978).

3.2.1 Distribution and abundance

Age determination revealed that mainly individuals up to 3 years old were found (Fig. 4). Only incidentally an older fish was caught. Both the eel pout and the bull rout were absent in the intertidal area. Both species were common in the subtidal and deeper tidal channels (Fig. 5 and 6).

Hardly any eel pout was found at the intertidal stations. Young of the year of eel pout were most abundant in the subtidal areas (Fig. 5a). In autumn a migration towards deeper waters was observed, indicated by the increasing numbers of 0-group in the deeper tidal channels. The distribution of I-group eel pout showed higher numbers in the deeper channels all year round. Also II-group eel pout was mainly found in the deeper channels. In the subtidal only low numbers of I- and II-group were caught. Numbers appeared to increase towards the inner parts of the Wadden Sea (Fig. 5). The innermost station (Kimstergat) clearly showed the highest numbers.

No bull routs were caught in the intertidal and hardly any 0-group bull rout were caught at all, also in the subtidal and in the tidal channels (Fig. 6). In the tidal channels numbers of 0-group increased in autumn, suggesting an immigration from the subtidal. Highest numbers of I-group were caught in the tidal channel and maximal densities observed were more than 300 ind.$1000m^{-2}$. Also densities of II-group were highest in the tidal channel (Fig. 6). Similar as in eel pout, numbers appeared to increase towards the inner parts of the Wadden Sea (Fig. 6).

3.2.2 Food and growth

Stomach content analysis of the eel pout revealed only 11 different prey items. Although some variability could be observed as well as in time and between subtidal and tidal channels (Fig. 7), in general only a few prey items were found frequently: crustaceans (shrimps and crabs), *Gammarus,* and polychaetes. In both the subtidal and tidal channel areas, the cumulative total fraction of the presence of the various prey items is on average between 1 and 2 indicating that in general less than two different prey items were found in a stomach. Polychaetes appeared to be the most important prey item, especially in the tidal channels. In some months outburst of a prey species was reflected in the stomach contents, such as the mass occurrence of *Caprella* ssp. in the subtidal in August. In the tidal channel no differences were found in stomach content with increasing fish size (Fig. 8). In the subtidal the preference for shrimps appeared to increase with size, while the reverse was observed for Mysis and crabs (Fig. 8). No predator - prey relationships could be found.

The bull rout preyed also on only a small number of prey items (Fig. 9). Crustaceans (shrimps and crabs) were the main food item. Furthermore, some small fish, *Gammarus* and polychaetes were found. The cumulative total fraction of the presence of the various prey items was less than 1.5, both in the subtidal and tidal channel, indicating that on average about 60% of the stomachs contained only one food item. The food spectrum changed with size in both areas (Fig. 10). With increasing size, *Gammarus* became less important as food, and the contribution of crustaceans (especially shrimps) and small fish increased. For fish, crabs and shrimp, predator-prey relationships could

be found (Fig.11). Although bigger fish continued to consume small prey, the maximum prey size increased with increasing predator size.

Mean length of eel pout increased from about 5 cm at the end of March till about 10 cm at the end of their first year of life. The size of I-group increased from 10 to 11 cm to about 18 cm and II-group reached a size of over 20 cm total length (Fig. 12). Variability between stations was low for 0-group, but increased in I- and II-group, most probably because of growth differences between males and females. Although the increase in mean length was similar in the subtidal and tidal channels, there was a suggestion of smaller individuals being present in the subtidal.

In the bull rout only a few observations of 0-group were present (Fig. 13). Growth of 0-group bull rout started in June at a size of 3 to 4 cm and increased to 7 to 8 cm in autumn. During the I-group, mean length reached a maximum of 15 cm and hereafter growth continued to about 22 cm at the end of II-group in autumn in the tidal channel. Variability between stations occurred, most probably because of differences in growth between males and females.

3.2.3 Test of hypotheses

Maximum growth of eel pout and bull rout was established by Fonds *et al.* (1989) under laboratory conditions (Fig. 14). The effect of temperature on maximum growth rate in length under excess of food could be described for both species by a polynomial:

$$dL = +0.05 + 0.013.T + 0.0051.T^2 - 0.000025.T^3 \quad \text{(eel pout)}$$

$$dL = -0.01 + 0.019.T + 0.0023.T^2 - 0.000016.T^3 \quad \text{(bull rout)}$$

in which dL is growth ($mm.d^{-1}$) and T is temperature (°C). In combination with water temperature data for the various stations (Fig. 15), observed increase in mean length could be compared with possible maximum growth. In the eel pout observed increase in mean length corresponded well with predicted maximum growth during the growing season, both for 0- and I-group as well as in the subtidal and in the tidal channels. Only from August onwards the increase in size was lower than predicted according to maximum growth (Fig. 16). In bull rout the results were less clear (Fig. 17). For 0-group only a few observations were available for the subtidal. Observed increase in mean length was even higher than predicted maximum growth. The I-group showed a variable pattern. In the subtidal predicted maximum growth did not appear to be higher than observed increase in length. The tidal channel data suggested a similar conclusion. A rather large variability was found, however predicted maximum growth did not clearly differ from observed increase in size. Growth of both resident species appeared to be not significantly different from predicted maximum growth.

The distribution of the eel pout and the bull rout could only be analysed for 0-group eel pout and for the I-group of both species. Due to the limited number of stations sampled, both subtidal and tidal channels were combined. Since in both species strong seasonal variation in abundance was found, the analyses was restricted to the growing season in which both 0- and I-group of the two species were present. The mean abundance during the period May-August was taken and compared with sediment characteristics, total amount of food available and the most important prey items as revealed by the stomach content analysis. The distribution of both species was not correlated with

sediment, nor with that of the main food items (Table 3 and 4). The distribution of these two resident species did not appear to be related to that of their main food items.

3.3 Nursery-type species

The most abundant demersal nursery-type species in the Wadden Sea are the flatfish species plaice *Pleuronectes platessa* L. and the sole *Solea solea* (L.) (Fig. 18).

Spawning grounds of plaice are located in the southern part and in the German Bight of the North sea. After spawning in December to March, the developing pelagic eggs and larvae are transported by residual currents towards the coastal zone. Metamorphosing larvae invade these so-called nursery areas, of which the Wadden Sea is one of the most important ones, and here they settle at the bottom and transform to a demersal way of life. They remain in these nursery areas during the remaining part of their juvenile phase and hereafter they migrate to the deeper North Sea to join the parent stock.

The sole has a almost similar life cycle as plaice. However, in contrast to plaice, being a cold-water species, the sole is a warm-water species and the Wadden Sea is at the northern edge of its distribution. Spawning of sole also occurs in shallower water than in the case of plaice, and can even be observed inside the Wadden Sea.

3.3.1 Distribution and abundance

For both flatfish species the length-age keys revealed that only 0-, I- and II-group occurred. In plaice a different distribution was found for the various age groups (Fig. 19). Settlement of 0-group was restricted to the intertidal and subtidal mainly and large differences between stations were found. After immigration and settlement of the 0-group, densities decreased during the summer period in the intertidal and subtidal. In autumn an increase in the tidal channels was found due to immigration from the intertidal and sublittoral. I- and II-group plaice were most abundant in the deeper parts of the Wadden Sea, in the tidal channels. In the intertidal, the abundance of I-group was low at most stations and II-group was even absent. Also in the subtidal only I-group was found. In the tidal channels both I- and II-group were abundant. There was no trend in abundance over the area, however, the outermost stations appeared to have lower densities of both I- and II-group plaice.

Sole showed low abundance at most stations, and mainly 0- and I-group was found (Fig. 20). No sole was found in the intertidal and settlement of 0-group occurred both in the subtidal and tidal channels. I-group sole was widely distributed over the stations. In most areas individuals were found, but except for one station, always in low densities. II-group sole was only found in the tidal channels. The data suggested that sole was especially present in the more sheltered stations.

3.3.2 Food and growth

Stomach content analysis of the plaice revealed only 14 different groups of prey item (Fig. 21). In all three areas the total fraction was between 1 and 2, indicating that on average less than 2 different food items were found in a stomach. Some variation could be observed between intertidal, subtidal and tidal channel and in time, however the main food items were roughly the same. Polychaetes represented the main food item,

followed by siphons of bivalves and intact bivalves. The intact bivalves were young brood of size ranges less than a few cm. The main difference between the various areas was formed by the presence of tail tips and intact lugworms *Areniciola marina* in the stomachs of plaice in the intertidal. This pattern roughly remained the same when different size groups were compared (Fig. 22). In all areas polychaetes were important, however, they were most common in the tidal channel. The diet in the subtidal and intertidal was more variable than in the tidal channel. With increasing size, the diet became more variable.

Most of the analysed stomachs of sole were empty. Therefore, stations were combined and also differences between the various areas could not be examined (Fig. 23). Similar as in plaice, polychaetes appeared to be the main prey item, followed by shrimps. In the tidal channel polychaetes were even more important than in the sublittoral. With increasing size shrimps and bivalves became more frequent, although for all size groups polychaetes represented the main food item.

In plaice the 0-group started in May at a size of a few cm and they reached a mean length of about 8 cm in autumn. The increase in mean length of the I-group was from about 8 cm in spring to 14 cm in autumn. II group increased in size to about 15 to 20 cm (Fig. 24). No clear differences could be found between the various areas and/or stations. The decrease in mean length at the intertidal in autumn suggested migration movements of the largest individuals towards deeper waters. Only scarce data for sole was present (Fig. 25). 0-group increased in size to about 8 cm at the end of the growing season. For I-group, not enough data were present. Growth appeared to be up to about 15 to 20 cm during their second year of life.

3.3.3 Test of hypotheses

Fonds *et al.* (1992) and Fonds (unpubl.) carried out laboratory experiments with juvenile plaice and sole to establish maximum growth in relation to temperature and excess of food (Fig. 26). The effect of temperature on maximum growth in length could be described for both species by a polynomial:

$$dL = +0.0136.T^{1.5} - 6.10^{-9}.T^{6} \quad \text{(plaice)}$$

$$dL = +0.021 + 31.10^{-5}T^{3} - 3.10^{-7}.T^{5} \quad \text{(sole)}$$

in which dL is growth ($mm.d^{-1}$) and T is temperature (°C). Similar as in the eel pout and the bull rout, observed increase in mean length could be compared with possible maximum growth. Both in plaice and in sole the different areas were combined. In plaice, observed increase in mean length did not differ significantly from the estimated potential maximum growth (Fig. 27). Only at the end of the growing season of both the I- and II-group, maximum predicted growth exceeded the observed increase in length slightly. This might be a bias due to migration movements. In sole few observations were available of 0- and I-group only (Fig. 28). In all cases, predicted maximum growth did not deviate from observed increase in mean length. The data suggested that for both nursery-type species it appeared that observed increase in mean length did not differ significantly from predicted maximum growth.

The distribution of both plaice and sole were analysed for the period of the growing season May to August. 0-group appeared to be correlated with the sediment conditions

and the food availability of the area (Table 5). I-group plaice still showed a weak relationship with sediment conditions and with food availability, and a significant relationship with the abundance of the polychaetes. In 0-group sole the abundance of their main food item, polychaetes, appeared to be of importance. In I-group sole also the abundance of crustaceans played an important role (Table 6). Except for 0-group plaice food conditions appeared to be an important factor in describing the distribution of the species.

3.4 Non-spawning species

One of the most abundant non-spawning species in the Wadden Sea is the sand goby *Pomatoschistus minutus* (Fig. 29). Their maximum size is about 10 cm and their maximum age about 2 years. In autumn they migrate out of the area and after spawning they return in spring.

3.4.1 Distribution and abundance

Mainly 0- and I-group sand goby were caught in the different area (Fig. 30). The first 0-group appeared in July and hereafter numbers increased in all areas to densities of over a few individuals per m^2. In autumn numbers decreased at the intertidal and they increased in the subtidal and tidal channel. I-group was most abundant in the subtidal. In both the intertidal and subtidal numbers were reduced in autumn, due to a migration to the deeper waters, the tidal channels. Sand goby were present at all stations. Densities appeared to be highest at the intermediate stations.

3.4.2 Food and growth

No data about the stomach content of sand goby can be presented since most stomachs were empty. The increase in mean length was almost similar in the three different areas (Fig. 31). O-group increased in size to about 6 cm in autumn and I-group became about 7 to 8 cm at the end of their second year of life. No clear differences between the various stations was observed.

4 DISCUSSION

4.1 Sampling programme

Each sampling programme automatically implies a selection of specific types of habitat and fish species. A beam-trawl survey concentrates on demersal species and pelagic fish species will only be collected as a by-catch. Therefore, in this study no information can be presented about the habitat requirements of pelagic species. Furthermore, especially the very silty areas could not be sampled with the beam trawl. This means that the conclusions presented in this study could not be validated for this type of substrata. Despite the high frequency of sampling both in space and in time the total sampling effort remains very low compared with the size of the Wadden Sea. Although the sampling gear is efficient in collecting demersal fish species, only for a few fish species the efficiency of the net has been studied and is known. For most species, an average efficiency has been assumed and this might result in a bias of the data.

4.2 Resident species

The two resident species studied, the eel pout and the bull rout, suggest that intertidal areas are not important as a habitat for this type of species. This might mean that resident species lack tidal migrations. The few individuals found at high water in the intertidal were all concentrated at the edges of the tidal flats close to deeper waters. O-group was found both in the subtidal and tidal channels. No information is present about the factors determining the abundance of the resident species. The eel pout is viviparous, which means that there will be a direct relationship between adult stock size and offspring. The bull rout attach their eggs on shells, stones etc. It is unknown whether the number of available shells and stones etc. can be a limiting factor. Disturbances of the bottom structure, during egg development, for instance by fishing, will have a negative effect on survival.

Growth condition of the resident species appeared to be maximal. This implies that growth is only dependent on the prevailing water temperature and that differences in growth will be caused by variability in water temperature. Part of the observed variability in mean length in the I-group might also result by differences in growth rate between males and females. Nevertheless, the data do not falsify the 'carrying capacity' hypothesis. This suggests that no density-dependent growth processes are acting and affecting or even regulating the year-class strength in these species.

Both resident species had a rather narrow prey spectrum. For both species crustaceans were important, while in addition eel pout also heavily preyed on polychaetes. This means that for these resident species not only the infauna but also the epifauna are important as food source. The distribution of the resident species was not related to the sediment characteristics of the various sampling stations. Their distribution was also not in agreement with the 'distribution' hypothesis. In both species no correlation was found with the abundance of the main food items. These main prey items are epibenthic species, that are not sessile, but moving around. Therefore, even if the resident species 'follow' there prey organisms, field sampling will hardly be able to trace this phenomenon. Moreover, since food does not seem to be growth-limiting, food conditions might be good enough in all areas, masking the potential prey-predator relationship and hence the 'distribution' hypothesis.

However, this does not necessarily imply a causal relationship, although it seems likely. More frequent sampling would be required to analyse whether resident species really 'follow' their prey items.

4.3 Nursery-type species

The nursery-type species studied both belong to the flatfishes. The two species, plaice and sole, differ especially with respect to their spawning behaviour. Plaice spawn outside the Wadden Sea in the open North sea, while spawning of sole is more close to or even in the Wadden Sea area. In both species, pelagic eggs and larvae are distributed over the area and the abundance of the 0-group is determined by the amount of settling larvae. Nursery-type species use all types of habitat, also the intertidal. Especially for plaice the intertidal is an important nursery area (Zijlstra *et al.*, 1982; Van der Veer & Witte, 1993) and high densities can be found. Settlement of sole appears to be more restricted to subtidal and tidal channel areas. Settlement of plaice in the intertidal implies that in this species tidal migrations occur on and off the tidal flats. Since

settlement occurs at the tidal flat, and plaice remains in these areas during a period of weeks before migration movements develop (Van der Veer & Bergman, 1986). These migration movements can be considered as escape from the tidal flat. Since these coastal areas are acting only as nursery areas in these species, population regulation can operate also outside the area, during other life stages such as egg and larval phase.

The nursery-type species also showed a growth rate that did not differ from possible maximum growth at the prevailing water temperatures. This means that also in this group of species the carrying capacity is not reached and that no density-dependent growth processes are operating. The nursery-type species are preying on especially the infauna which implies that their food conditions will be rather stable. Furthermore, plaice also consume to a large extent regenerating body parts (De Vlas, 1979) which makes the occurrence of food limitation even more unlikely.

The 'distribution' hypothesis was not falsified for the juvenile flatfish. The distribution of 0-group plaice was related with that of their main food. Since larval transport and immigration is assumed to be mainly a passive transport (Rijnsdorp *et al.*, 1985; Van der Veer 1986), settlement and distribution of plaice larvae might be similar as particle transport and accumulation. This might explain the relationship between both. The distribution of 0-group and I-group sole is correlated to that of their main food source, the polychaetes. This means that the distribution of nursery-type species also appears to be determined by their food sources. The main reason for this relationship might be the fact that the juvenile flatfish prey upon sessile infauna, in contrast to the resident species preying upon mobile epifauna.

4.4 Wadden Sea vs. coastal zone

This study concentrated on the estuarine Wadden Sea and did not discuss the habitats in the coastal zone. Furthermore, no detailed information could be presented for the non-spawning species. Also in the coastal zone, an intertidal area is present. This beach zone is a special habitat for at least a flatfish species, the turbot. Similar as in the estuarine Wadden Sea the intertidal area might show the lowest diversity in fish species.

It is assumed that the 'carrying capacity' and 'distribution' hypothesis will also be valid for the coastal zone. So far, the data presented suggest that predators are not food limited and this might hold true for all (temperate) area. The abundance of the various fish species will be determined by other factors, such as the presence of hiding sites (shells etc.)

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks are due to crew of the RV 'Navicula' and to Magda Bergman and the late Aart Stam for assistence during sampling, to Mark Fonds for providing unpublished data and to Henk Hobbelink for preparing and editing all figures.

LITERATURE

Bergman, M.J.N., A. Stam & D. Zuidema 1989. Transport mechanisms of larval plaice (Pleuronectes platessa L.) from the coastal zone into the Wadden Sea nursery area. Rapp. P.-v. Reun. int. Explor. Mer 191: 43-49.

Dapper, R. 1978. De Baldzand scholgegevens 1975, 1976, 1977. Neth. J. Sea Res., Intern. Rep. 1978-12, 53 p.

Dankers, N., W.J. Wolff & J.J. Zijlstra 1978. Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 Wadden Sea Working Group. Balkema, Rotterdam.

Fonds, M., R. Cronie, A.D. Vethaak & P. van de Puyl 1992. Metabolism, food consumption and growth of plaice (PLeuronectes platessa) and flounder (Platichthys flesus) in relation to fish size and temperature. Neth. J. Ses Res.29: 121-143.

Fonds, M., B. Drinkwaard, J.W. Resink, G.G. Eysink & W. Toet 1989. Measurements of metabolism, food intake and growth of Solea solea (L.) fed with mussel meat or with dry food. In: N. de Pauw e.a. (eds.), Aquaculture - a biotechnology in progress. Bredene Belgium: European Aquaculture Society; 851-874.

Hovenkamp, F. & H.W. van der Veer 1993. De visfauna van de Nederlandse estuaria: een vergelijkend onderzoek. NIOZ-rapport 1993-13. 121 p.

Kuipers, B.R. 1973. On the tidal migration of young plaice (Pleuronectes platessa) in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 6: 376-388.

Kuipers, B.R. 1975. On the efficiency of a two meter beam trawl in juvenile plaice (Pleuronectes platessa L.). Neth. J. Sea Res. 9: 69-85

Kuipers, B.R. 1977. On the ecology of juvenile plaice on a tidal flat in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 11: 56-91.

McHugh, J.L. 1967. Estuarine nekton. Estuaries. Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ. 581-619.

Nijssen, H. & S.J. de Groot 1987. De vissen van Nederland. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 224 p.

Rijnsdorp, A.D., M. van Stralen & H.W. van der Veer 1985. Selective tidal transport of North Sea plaice Pleuronectes platessa in coastal nursery areas. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 461-470.

Veer, H.W. van der 1986. Immigration, settlement and density-dependent mortality of a larval and early post-larval 0-group plaice (Pleuronectes platessa) population in the western Dutch Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 29: 223-236.

Veer, H.W. van der & M.J.N. Bergman 1986. Development of tidally related behaviour of a newly settled 0-group plaice (Pleuronectes platessa L.) population in the western Dutch Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 31: 121-129.

Veer, H.W. van der & J.IJ. Witte 1993. The maximum growth/optimal food condition hypothesis: a test for 0-group plaice Pleuronectes platessa L. in the Dutch Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 101: 81-90.

Veer van der H.W. & A.D. Rijnsdorp 1995. Habitat characteristics of the fish fauna of the Dutch coastal zone. BEON-report 95-12.

Vlas, J. de 1979. Annual food intake by plaice and flounder in a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea with special reference to consumption of regenerating parts of macrobenthic prey. Neth. J. Sea Res. 13: 117-153.

Wilkinson, L. 1989. SYSTAT: the system for statistics. SYSTAT, Inc. Evanston, IL.

Zijlstra, J.J. 1978. The function of the Wadden Sea for the members of the fish fauna. Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam; 20-25.

Zijlstra, J.J., R. Dapper & J.IJ. Witte 1982. Settlement, growth and mortality of post-

larval plaice (Pleuronectes platessa L.) in the western Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 15: 250-272.

Table 1 Sediment characteristics of the various sampling station in the intertidal, sublittoral and tidal channel, together with biomass values of macrofauna and of food abundance, estimated as total biomass minus that of the blue mussel and the mud snail

Station	Location	Median grain size (µm)	Silt content (%)	Macrofauna (g AFDW.m^{-2})	Food abundance (g AFDW.m^{-2})
Intertidal					
1	Balgzand	149	3	25.0	18.7
2	Lutjeswaard	196	2	22.3	10.6
3	Wadplaat	179	2	11.3	6.6
4	Vliewad	165	1	48.7	48.2
5	H.Tjaars	197	1	36.5	17.9
6	Ballastplaat	135	6	56.1	32.8
7	Robbenplaat	188	0	4.9	4.9
Sublittoral					
11	Breehorn	142	11	73.5	58.4
12	Vlieter	166	2	68.4	14.9
13	Wadden	210	2	28.5	7.9
14	Pannenplaat	155	3	3.5	3.5
15	Pollen	158	2	54.6	19.7
16	Kimstergat	184	2	26.0	25.0
Tidal channel					
21	Wierbalg	167	1	23.2	23.2
22	Doove Balg	229	2	15.9	15.9
23	Texelstroom	242	0	1.7	1.7
24	Vliestroom	270	0	0.2	0.2
25	Blauwe Slenk	192	1	8.9	8.9
26	Kimstergat	205	2	35.4	31.9

Table 2 Habitat use by the various fish species for the different functional groups in the Dutch Wadden Sea.
Indicated are the maximum densities found during the sampling period: x= <1; xx=1-10; xxx=>10 ind.1000m2

			Tidal							Subtidal						Channel						
			Balgz	Wad	Lutjes	Vliepl	Tjaars	Ballast	Rob	Bree	Wadsut	Vlieter	Pan	Pollen	Kims	Texel	Doove	Wierb	Vliest	Bl.Sle	Kimst	
Code	Latin name	Resident species																				
35	*Zoarces viviparus*	viviparous blenny	x			x	x	xxx	xx	1.14 xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	2.83 xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	2.83
36	*Pholis gunnellus*	butterfish	x							0.13 x	x	xx	xx		x	1.17 xxx	xx	x		xx	xxx	1.83
38	*Liparis liparis*	sea snail								0.00 x						0.17				x	x	0.33
45	*Agonus cataphratus*	hooknose								0.00		x	xxx	x	xx	1.17 xxx		xx	xxx	xxx	x	2.00
46	*Myoxocephalus scorpius*	bull rout	x					xx		0.38 xx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	2.28 xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	2.83
11	*Osmerus eperlanus*	smelt	xx		xx	x		xx		1.00 xxx	xx	xxx	xx	xx	xxx	2.50 xx	xxx	xxx		x	xxx	2.00
37	*Cyclopterus lumpus*	lumpsucker		x	x		x	x		0.57	x		x			0.33	xx	x		x		0.67
43	*Syngnathus acus*	greater pipefish								0.00 x						0.17						0.00
44	*Nerophis lumbriciformis*	worm pipefish	xx	x	x	x	x	xxx	xx	1.57 xx	x	x		x	xx	1.17 x	xx	xx	xx	xxx	xx	2.00
52	*Ammodytes tobianus*	sandeel	x	xx	xxx	xx			xx	1.42	xxx	xxx	xxx	xx		1.83 xx		xx	xxx	xx		1.50
										0.62						**1.36**						**1.60**
		Non-spawning																				
2	*Limanda limanda*	dab		xx		x	xx	xx	xx	1.28 xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	2.83 xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	3.00
4	*Platichthys flesus*	flounder	xx			x	x	xxx		1.00 xx	xx	xxx	xx	xxx	x	2.17 xx	xx	xx	xx	xx	xx	2.00
50	*Pomatoschistus minutus*	sand goby	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	2.85 xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	3.00 xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	2.83
51	*Pomatoschistus microps*	common goby	x					xx		0.43	xx	xx	x			0.83	xx					0.33
34	*Ciliata mustela*	five-bearded rockling								0.00						0.00 x	x		xx	xx		1.00
31	*Lampetra fluviatilis*	river lamprey								0.00						0.00				x		0.17
33	*Anguilla anguilla*	eel								0.00 x	xx	x		x	xx	1.17 xx	xx	x	xx	xxx	xx	2.00
										0.79						**1.43**						**1.62**
		Nursery-type species																				
1	*Pleuronectes platessa*	plaice	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	3.00 xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	3.00 xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	3.00
3	*Solea solea*	sole	xx	xx	xx					0.83 xx	x	xx	x	xx	xxx	1.83 xx	xx	xxx	xx	xxx	xxx	2.50
12	*Clupea harengus*	herring	xxx	xx	xx	xx	xxx	xxx	x	2.28 xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	2.83 xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	2.83
13	*Sprattus sprattus*	sprat	x			xx	xx	xx		1.00 x		xxx	x	xxx	xx	1.67	x	x	xx	xxx	xx	1.50
14	*Engraulis encrasicolus*	anchovy			x					0.17						0.00						0.00
15	*Alosa fallax*	twaite shad								0.00	x	xx				0.50						0.00
6	*Scophthalmus rhombus*	brill			x					0.17			x			0.17						0.00
										1.06						**1.43**						**1.40**
		Marine seasonal visitors																				
21	*Merlangius merlangus*	whiting								0.00		xx	x	x		0.67 xxx	xx	xx	xx	xx	x	2.00
22	*Gadus morhua*	cod								0.00		xx	xx	x	x	1.00 xx	xx	x	xx	xx	xx	1.83
23	*Trisopterus luscus*	bib								0.00	xx	xxx				0.83 xx	x		xx	xxx		1.33
26	*Pollachius virens*	saithe								0.00						0.00			xx			0.33
47	*Eutrigia gulnardus*	grey gurnard								0.00	x					0.17						0.00
48	*Trigla lucerna*	tub gurnard								0.00	xx	xx				0.66	x		x			0.33
53	*Hyperoplus lanceolatus*	greater sandeel								0.00			x			0.17			xx			0.33
54	*Callonymus lyra*	dragonet								0.00	x	xx		xx		0.83 xxx						0.50
60	*Trachurus trachurus*	scad								0.00			xx			0.33			x			0.17
										0.00						**0.52**						**0.76**
		Freshwater seasonal visitor																				
41	*Gasterosteus aculeatus*	three-spined stickleback	x					xx		0.29 xx	xx	xx		xx	xx	2.00 xx	xxx	xx		xx	xx	1.83

Table 3. Statistical evaluation of the sediment characteristics (SEDI), the abundance of the polychaete: (POLY) and the abundance of the crustaceans (CRUS) on the abundance during the growing season of th eel pout *Zoarces viviparus*, according to general linear model, all stations combined a: 0-group; b: I-group

a

DEP VAR: 0-GROUP N: 11 MULTIPLE R: .786 SQUARED MULTIPLE R: .618
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .363 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 13.680

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	47.679	41.865	0.000		1.139	0.298
SEDI	-0.286	0.220	-0.538	0.372	-1.300	0.241
POLY	0.385	1.440	0.080	0.716	0.267	0.798
CRUS	0.004	0.002	0.491	0.729	1.661	0.148
I-GROUP	0.258	0.342	0.322	0.348	0.752	0.480

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	3125.986	4	781.497	3.216	0.098
RESIDUAL	1458.231	6	243.039		

---

b

1 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: I-GROUP N: 11 MULTIPLE R: .793 SQUARED MULTIPLE R: .643
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .320 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 21.803

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	73.494	44.882	0.000	.	-1.197	0.270
FOOD	1.122	1.788	0.302	0.466	0.627	0.550
SEDI	0.979	0.690	0.531	0.771	1.419	0.199
CRUS	0.004	0.012	0.130	0.532	0.288	0.782

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	8593.795	3	2864.598	0.750	0.556
RESIDUAL	26737.561	7	3819.652		

Table 4. Statistical evaluation of the sediment characteristics (SEDI), the abundance of the polychaetes (POLY) and the abundance of the crustaceans (CRUS) on the abundance during the growing season of the I-group bull rout *Myoxocephalus scorpius*, according to general linear model, all stations combined

1 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: I-GROUP N: 11 MULTIPLE R: .493 SQUARED MULTIPLE R: .243
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .220 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 61.803

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	-173.494	144.882	0.000		-1.197	0.270
SEDI	0.979	0.690	0.531	0.771	1.419	0.199
FOOD	1.122	1.788	0.302	0.466	0.627	0.550
CRUS	0.004	0.012	0.130	0.532	0.288	0.782

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	8593.795	3	2864.598	0.750	0.556
RESIDUAL	26737.561	7	3819.652		

Table 5. Statistical evaluation of the sediment characteristics (SEDI), the food abundance (FOOD) and the abundance of the polychaetes (POLY) on the abundance during the growing season of plaice *Pleuronectes platessa*, according to general linear model, all stations combined a: 0-group; b: I-group

a

6 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: 0-GROUP N: 12 MULTIPLE R: .825 SQUARED MULTIPLE R: .681
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .610 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 148.934

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	703.585	412.764	0.000		1.705	0.122
SEDI	-4.044	2.195	-0.400	0.750	-1.842	0.099
FOOD	7.762	3.075	0.549	0.750	2.524	0.033

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	426529.741	2	213264.870	9.615	0.006
RESIDUAL	199632.873	9	22181.430		

---

b

6 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: I-GROUP N: 12 MULTIPLE R: .852 SQUARED MULTIPLE R: .726
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .624 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 122.783

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	458.258	348.599	0.000		1.315	0.225
FOOD	-6.124	3.369	-0.516	0.425	-1.818	0.107
SEDI	-3.207	1.815	-0.378	0.746	-1.767	0.115
POLY	59.366	16.475	0.969	0.473	3.603	0.007

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	320346.117	3	106782.039	7.083	0.012
RESIDUAL	120604.367	8	15075.546		

Table 6. Statistical evaluation of the sediment characteristics (SEDI), the food abundance (FOOD) and the abundance of the polychaetes (POLY) on the abundance during the growing season of sole *Solea solea*, according to general linear model, all stations combined a: 0-group; b: I-group

a

12 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: 0-GROUP N: 6 MULTIPLE R: .924 SQUARED MULTIPLE R: .853
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .632 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 5.401

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	30.847	26.948	0.000		1.145	0.371
FOOD	-0.608	0.268	-1.341	0.210	-2.266	0.152
SEDI	-0.292	0.178	-0.799	0.310	-1.640	0.243
POLY	6.412	2.019	1.663	0.268	3.175	0.086

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	338.509	3	112.836	3.868	0.212
RESIDUAL	58.343	2	29.172		

---

b

12 CASES DELETED DUE TO MISSING DATA.

DEP VAR: I-GROUP N: 6 MULTIPLE R: .950 SQUARED MULTIPLE R: .902
ADJUSTED SQUARED MULTIPLE R: .754 STANDARD ERROR OF ESTIMATE: 3.549

VARIABLE	COEFFICIENT	STD ERROR	STD COEF	TOLERANCE	T	P(2 TAIL)
CONSTANT	16.028	17.708	0.000		0.905	0.461
FOOD	-0.387	0.176	-1.063	0.210	-2.197	0.159
SEDI	-0.186	0.117	-0.633	0.310	-1.590	0.253
POLY	4.922	1.327	1.589	0.268	3.709	0.066

ANALYSIS OF VARIANCE

SOURCE	SUM-OF-SQUARES	DF	MEAN-SQUARE	F-RATIO	P
REGRESSION	230.877	3	76.959	6.110	0.144
RESIDUAL	25.191	2	12.596		

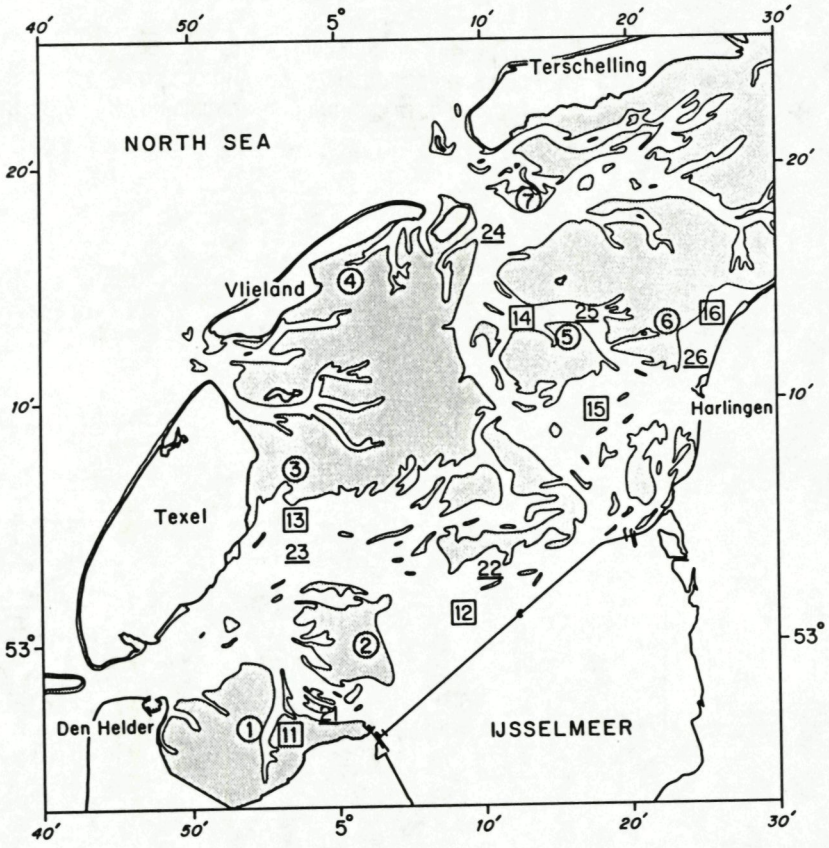


Figure 1 Location of the sampling stations in the western Dutch Wadden Sea. Stations 1 to 7: intertidal; Stations 11 to 16: subtidal; Stations 21 to 26: tidal channels. Station number refers to code in Table 1.

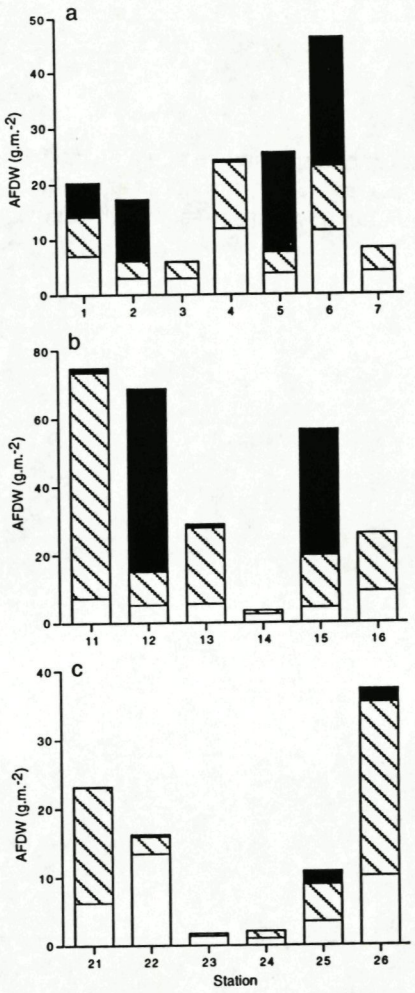


Figure 2 Macrozoobenthic biomass (g AFDW.m^{-2}) at the various sampling stations. White: bivalves; shaded: polychaetes; black: mud snail. a: intertidal (1 = Balgzand; 2 = Lutjeswaard; 3 = Wadplaat; 4 = Vlie; 5 = H.Tjaars; 6 = Ballastplaat; 7 = Robbengat); b: subtidal (11 = Breehorn; 12 = Vlieter; 13 = Wadden; 14 = Pannenplaat; 15 = Pollen; 16 = Kimstergat); c: tidal channel (21 = Wierbalg; 22 = Doove Balg; 23 = Texelstroom; 24 = Vliestroom; 25 = Blauwe Slenk; 26 = Kimstergat).

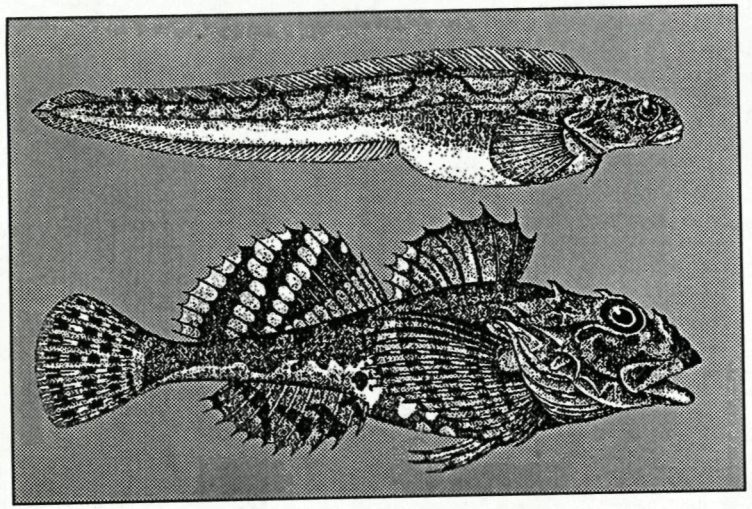


Figure 3 The viviparous blenny *Zoarces viviparus* (L.)(top) and the bull rout *Myoxocephalus scorpius* (L.) (bottom), after Nijssen & de Groot (1987).

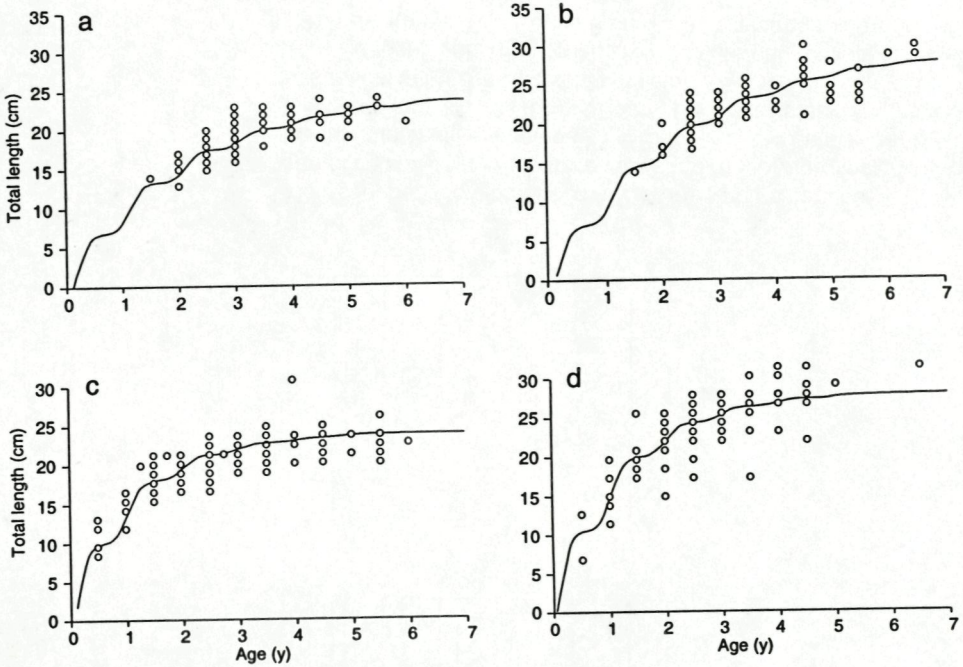


Figure 4 Age-length relationships together with the Von Bertalanffy growth curves in length (cm) for the viviparous blenny *Zoarces viviparus* (L.) (top) and the bull rout (L.) (bottom). a and c: males; b and d: females.

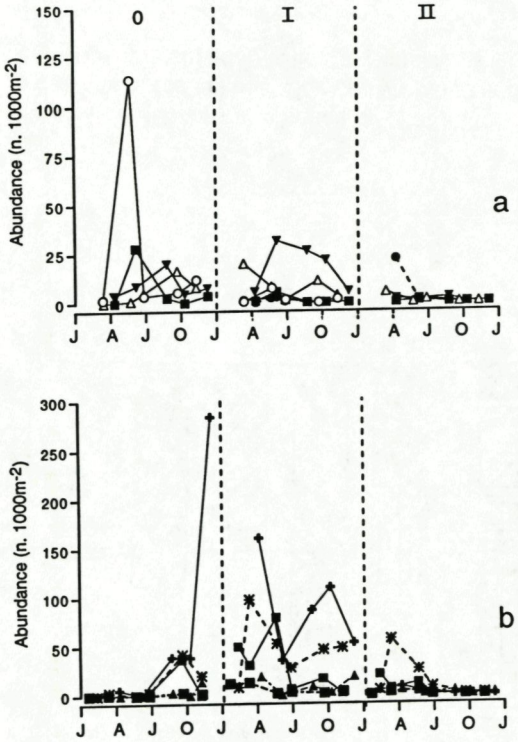


Figure 5

Abundance (n.1000m-^{2}) of 0-, I- and II-group eel pout *Zoarces viviparus* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal areas (○ = Breehorn; Δ = Vlieter; ● = Richel; ■ = Hanerak; ▼ = Kimstergat); b: tidal channels (—■— = Texelstroom; ✳ = Doove Balg; --■-- = Wierbalg; ▲ = Blauwe Slenk; + = Kimstergat).

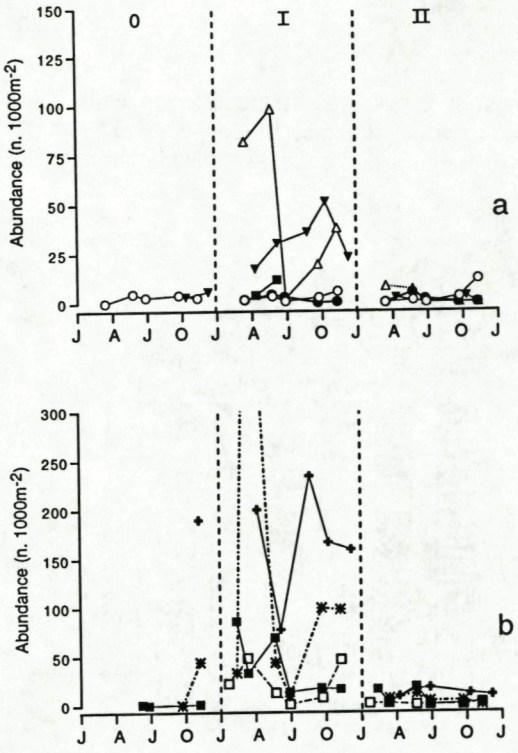


Figure 6

Abundance (n.1000m-^{2}) of 0-, I- and II-group bull rout *Myoxocephalus scorpius* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal areas (○ = Breehorn; ● = Wadden; Δ = Vlieter; ■ = Hanerak; ▼ = Kimstergat); b: tidal channels (—■— = Texelstroom; ✳ = Doove Balg; ❐ = Wierbalg; + = Kimstergat).

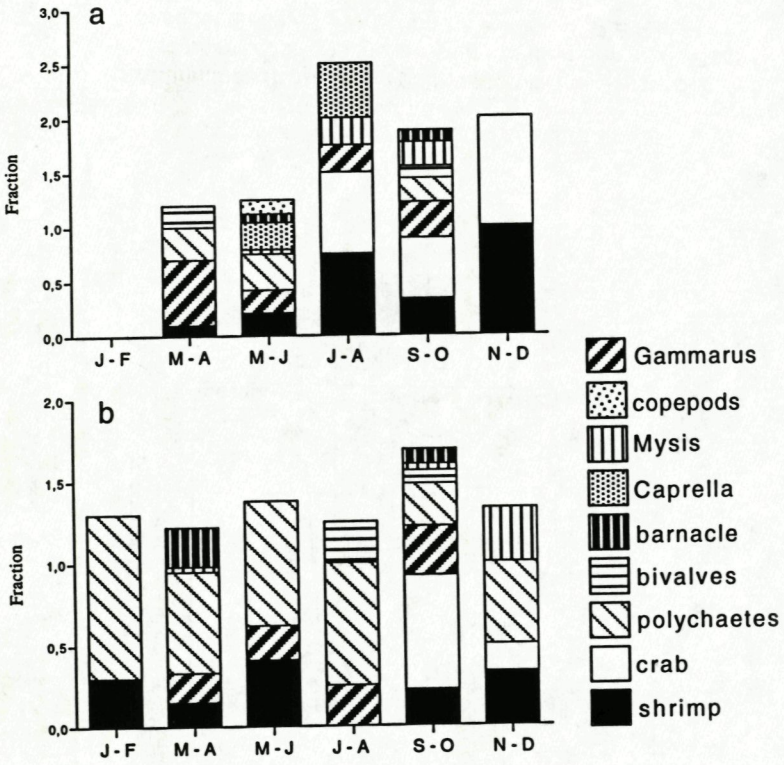


Figure 7 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the eel pout *Zoarces viviparus* in relation to time of the year. a. subtidal; b: tidal channels.

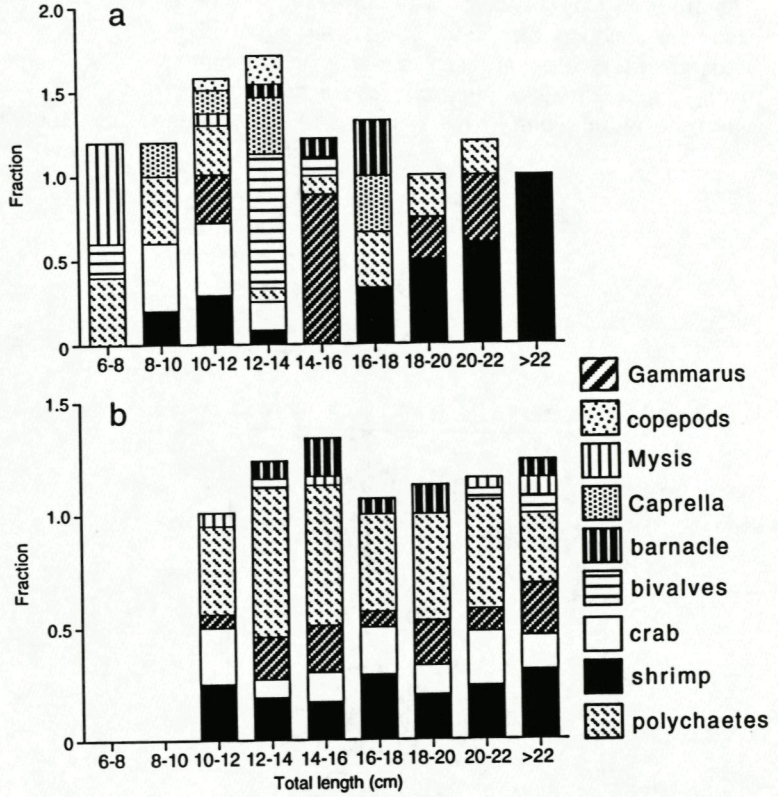


Figure 8 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the eel pout *Zoarces viviparus* in relation to fish size (cm). a. subtidal; b: tidal channels channels.

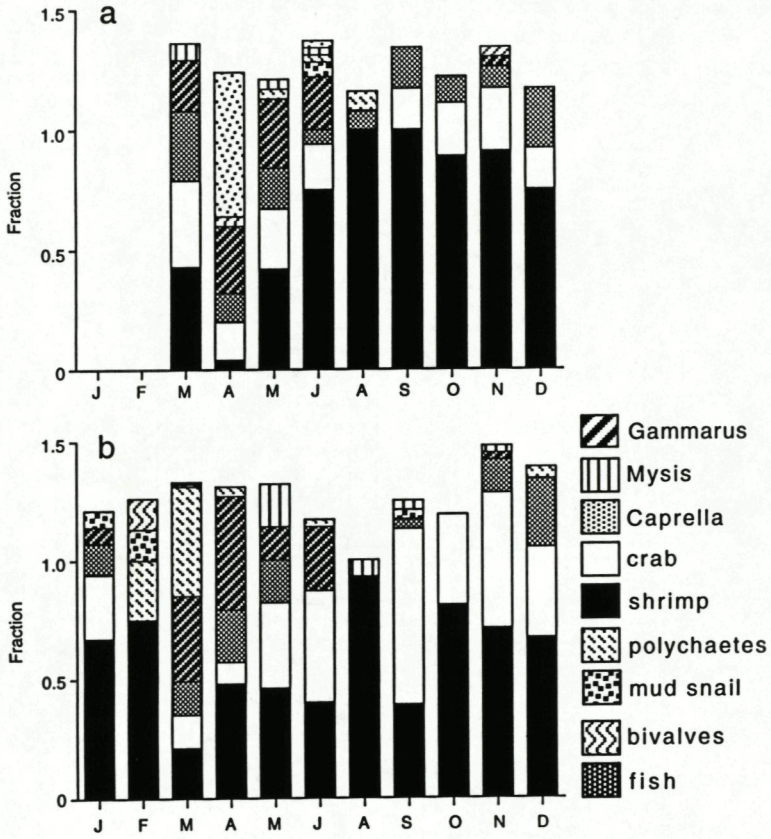


Figure 9 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the bull rout *Myoxocephalus scorpius* in relation to time of the year. a. subtidal; b: tidal channels channels.

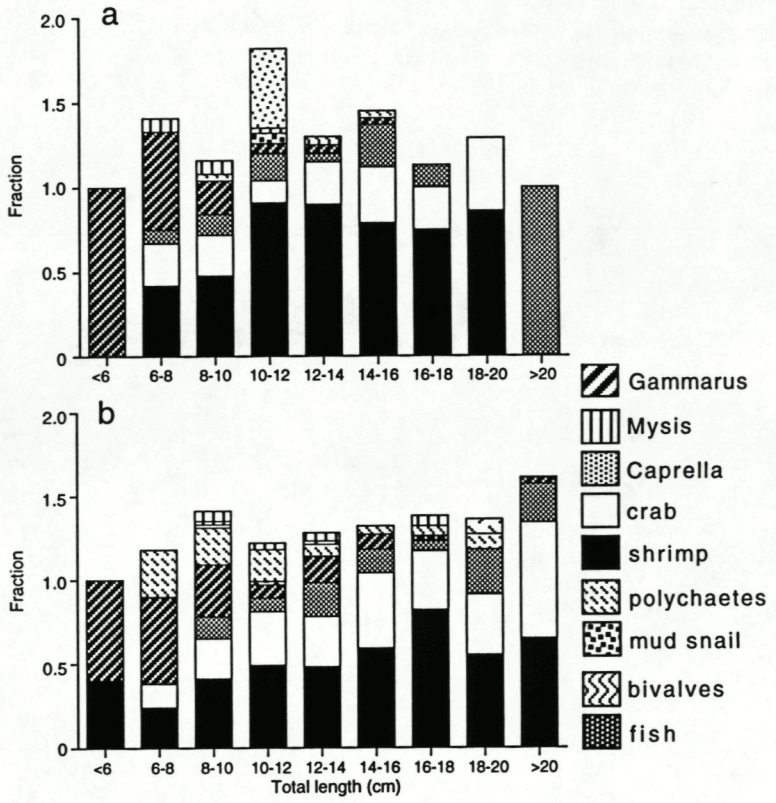


Figure 10 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the bull rout *Myoxocephalus scorpius* in relation to fish size (cm). a. subtidal; b: tidal channels.

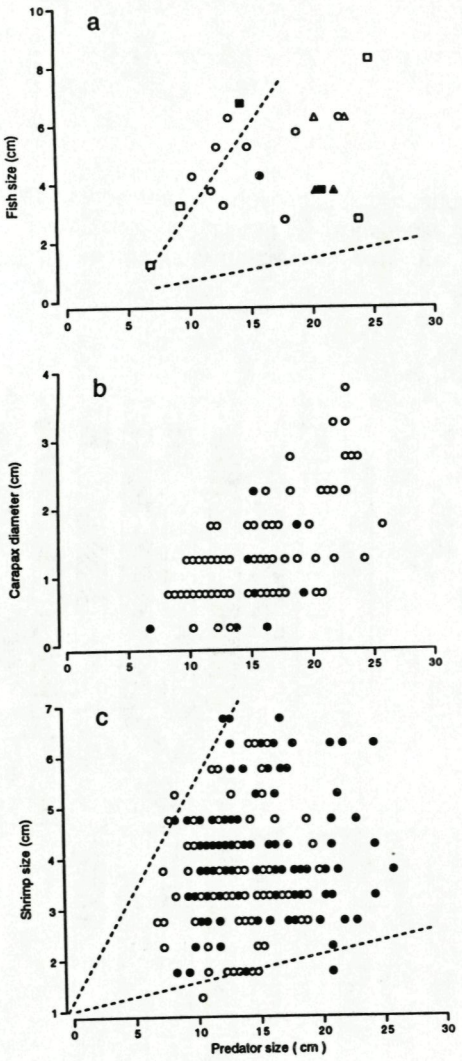


Figure 11 Predator-prey relationships for the bull rout *Myoxocephalus scorpius* in the subtidal (open symbols) and tidal channels (closed symbols). a: various fish species; (○ =goby; ● =bass; Δ =herring; ▲ =eel pout; ❑ =plaice; ■ =smelt) b: crab; c: shrimp.

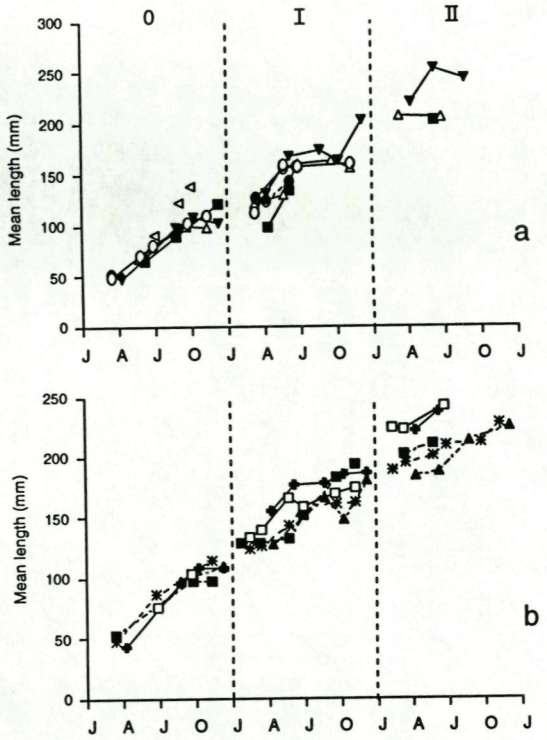


Figure 12 Mean total length (cm) of 0-, I- and II-group eel pout *Zoarces viviparus* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal (○= Breehorn; Δ = Vlieter; ● = Richel; ■ = Hanerak; ▼ = Kimstergat); b: tidal channels (–■– = Texelstroom; ✳ = Doove Balg; –■– = Wierbalg; ▲ = Blauwe Slenk; + = Kimstergat)

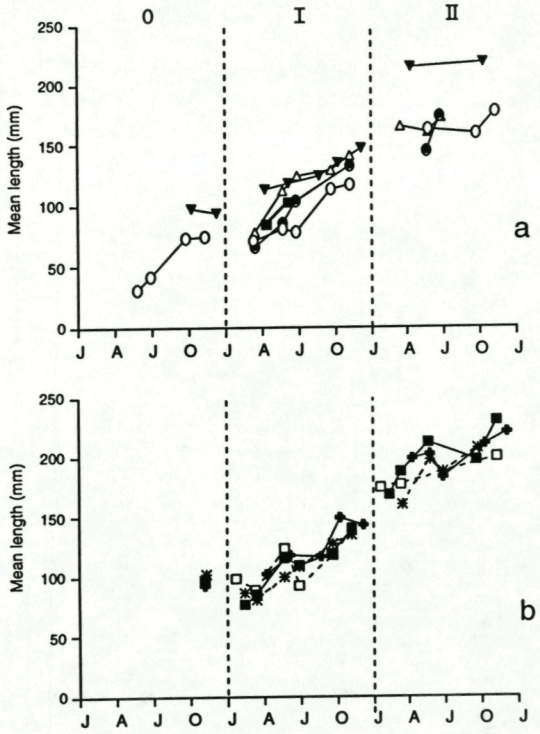


Figure 13 Mean total length (cm) of 0-, I- and II-group bull rout *Myoxocephalus scorpius* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal (○ = Breehorn; ● = Wadden; Δ = Vlieter; ■ = Hanerak; ▼ = Kimstergat); b: tidal channels ■ = Texelstroom; ✱ = Doove Balg; ❑ = Wierbalg; += Kimstergat).

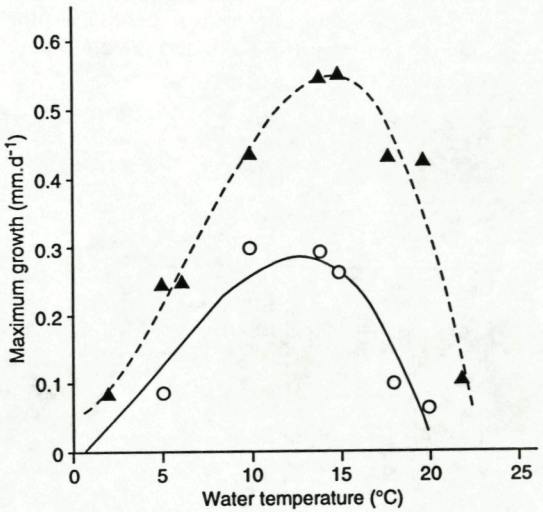


Figure 14 Maximum daily growth in length (mm.d-1) of eel pout (▲) and bull rout (○) under laboratory conditions with excess of food. After Fonds et al. (1989).

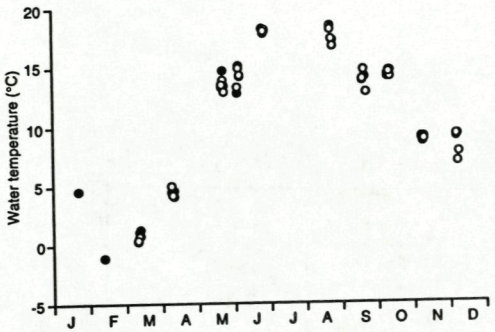


Figure 15 Water temperature (°C) at the various sampling stations in hte subtidal (0pen symbols) and tidal channels (closed symbols) in the western Wadden Sea in 1987.

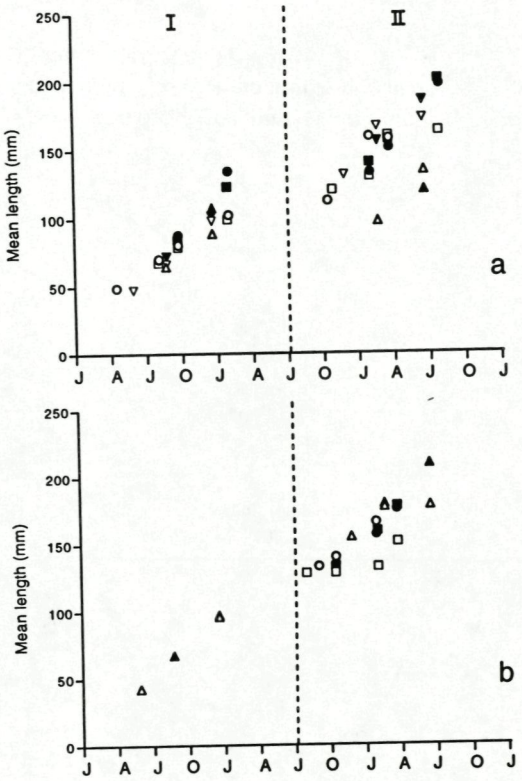


Figure 16 Comparion of observed increase in mean length (open symbols) and estimated possible maximum growth according to an experi mentally established growth model (closed symbols) for the eel pout *Zoarces viviparus* . a: subtidal (○ = Breehorn; ❑ = Vlieter; Δ = Hanerak; ∇ = Kimstergat). b: tidal channels (○ = Texelstroom; ❑ = Wierbalg; Δ =Kimstergat).

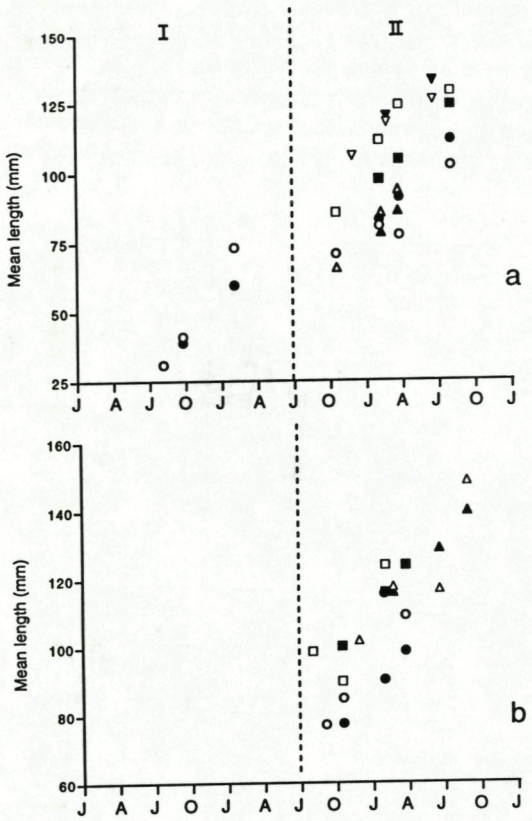


Figure 17 Comparion of observed increase in mean length (open symbols) and estimated possible maximum growth according to an experimentally established growth model (closed sybols) for the eel pout *Myoxocephalus scorpius*. a: subtidal areas (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▽ = Kimstergat); b: tidal channels (○ = Texelstroom; ❑ = Wierbalg; Δ = Kimstergat).

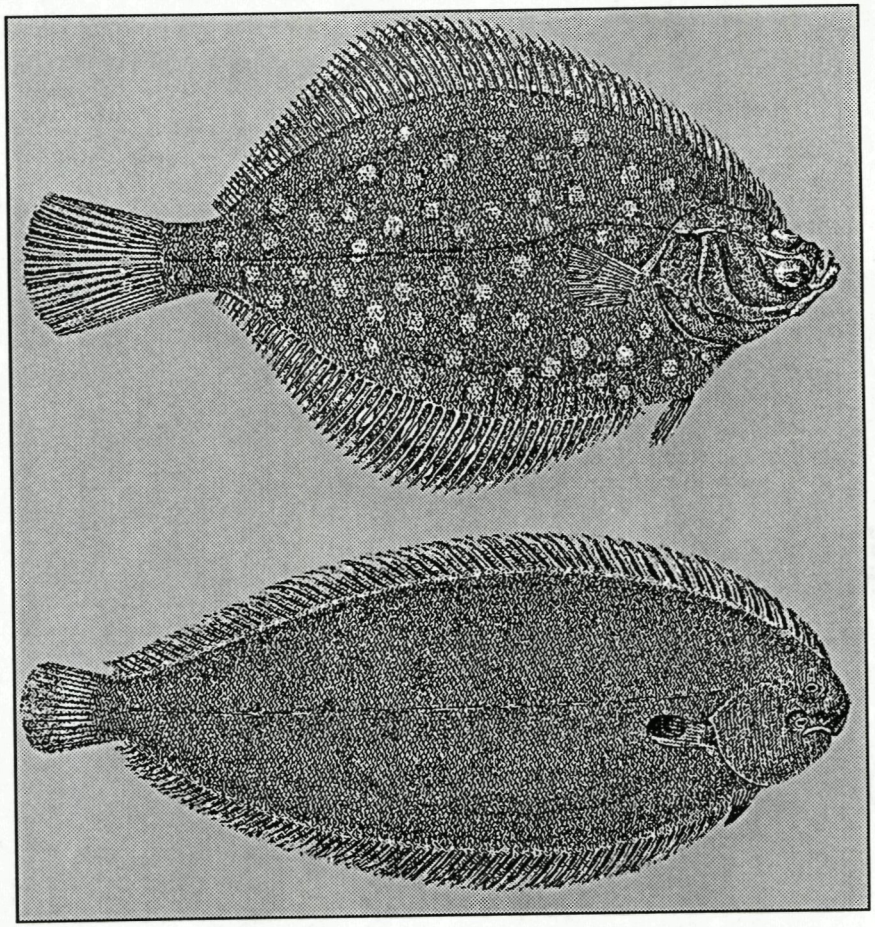


Figure 18 The plaice *Pleuronectes platessa* (L.) (top) and the sole *Solea solea* (L.) (bottom), after Nijssen & de Groot (1987).

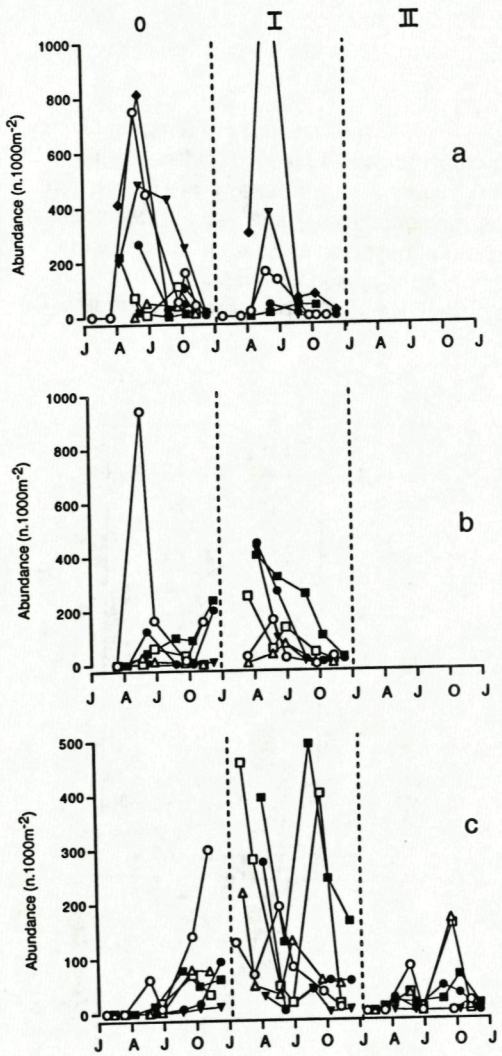


Figure 19 Abundance (n.1000m-^{2}) of 0-, I- and II-plaice *Pleuronectes platessa* in the western Wadden Sea in 1986. a: intertidal (○ = Balgzand; Δ = Wadden; ❑ = Lutjeswaard; ▼ = Vliewad; ■ = Tjaars; ◆ = Kimster); b: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); tidal channels (Δ = Texelstroom; ❑ = Doove Balg; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

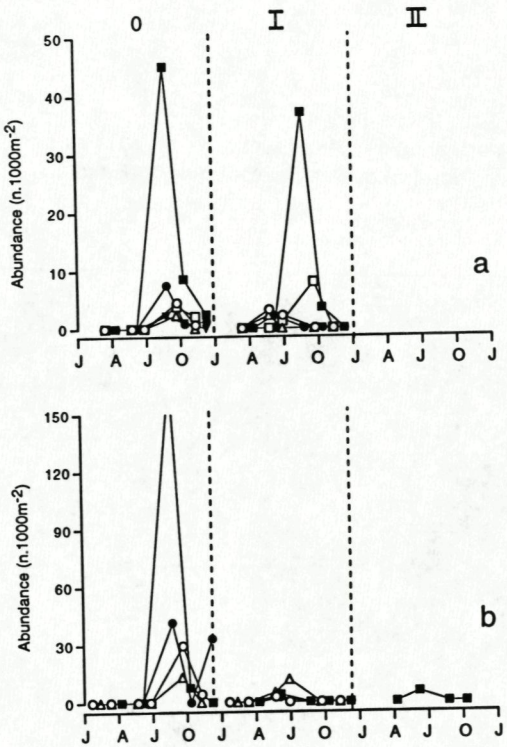


Figure 20 Abundance (n.1000m-^{2}) of 0-, I- and II-sole *Solea solea* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); b: tidal channels (Δ = Texelstroom; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

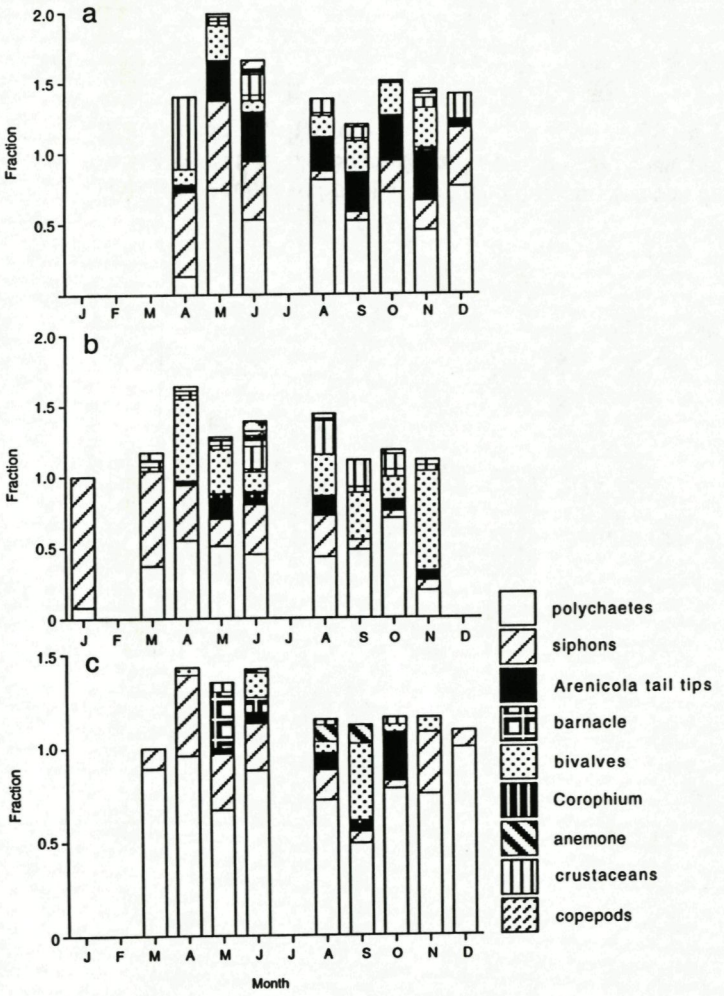


Figure 21 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the plaice *Pleuronectes platessa* in relation to time of the year. a: intertidal; b. subtidal; c: tidal channels.

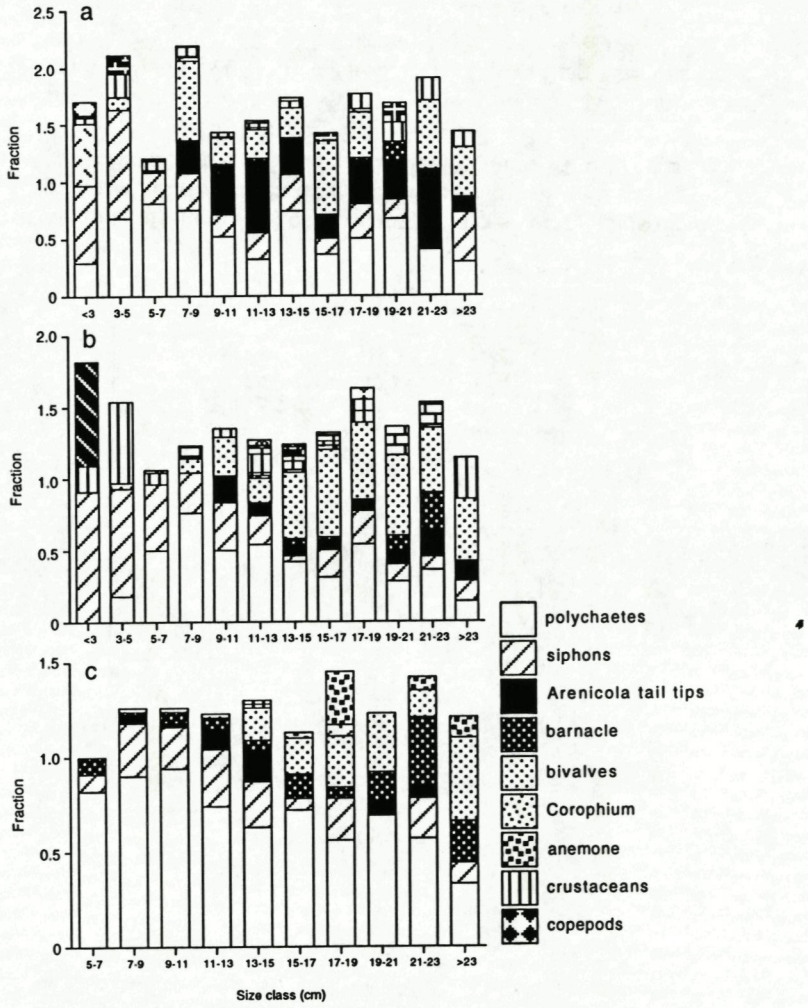


Figure 22 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the plaice *Pleuronectes platessa* in relation to fish size (cm). a: intertidal; b. subtidal; c: tidal channels.

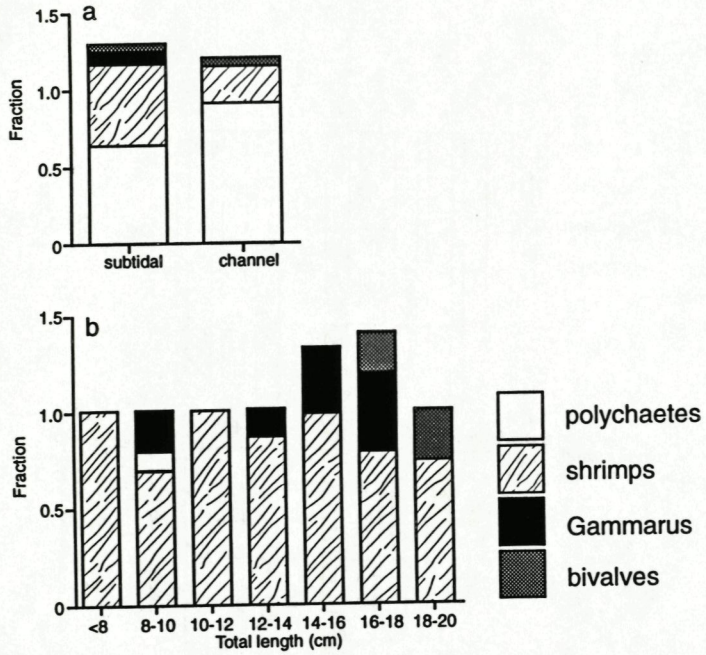


Figure 23 Relative frequency of presence of different food items in the stomachs of the sole *Solea solea* a: subtidal and tidal channels; b: in relation to fish size.

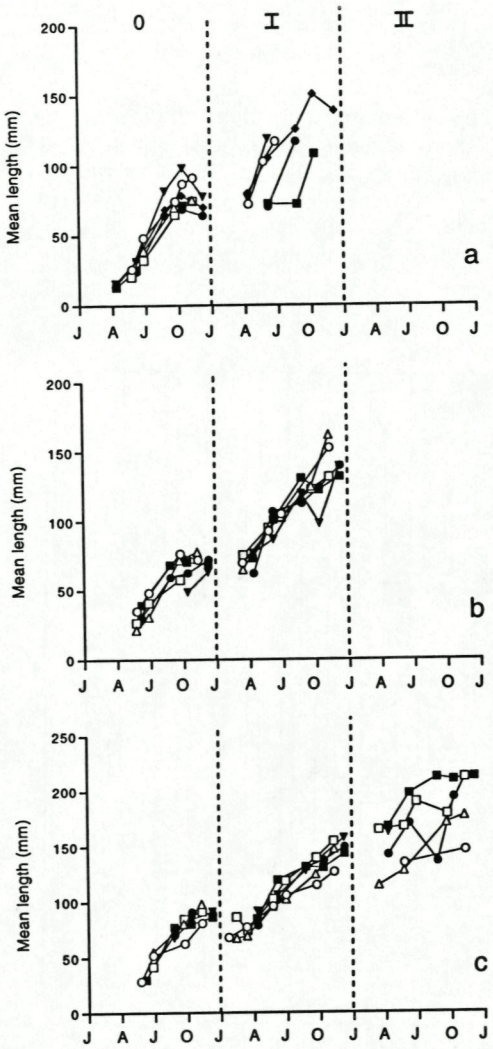


Figure 24 Mean total length (cm) of 0-, I- and II-plaice *Pleuronectes platessa* in the western Wadden Sea in 1986. a: intertidal (○ = Balgzand; Δ = Wadden; ❑ = Lutjeswaard; ▼ = Vliewad; ■ = H.Tjaars; ◆ = Kimster); b: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); c: tidal channels (Δ = Texelstroom; ❑ = Doove Balg; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

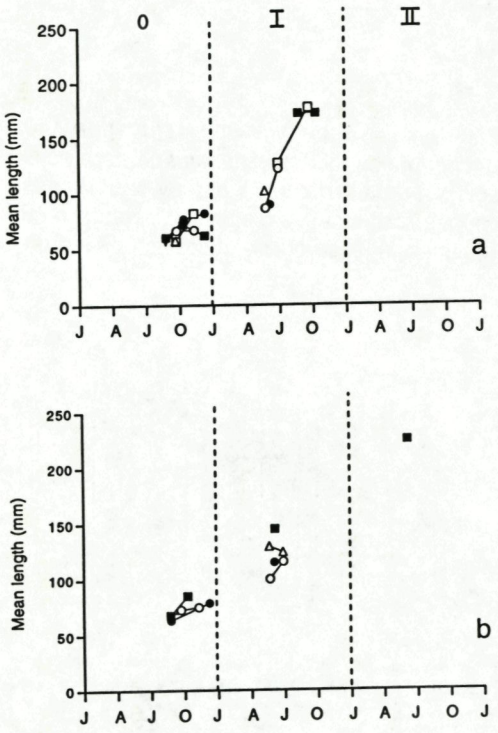


Figure 25 Mean total length (cm) of 0-, I- and II-sole *Solea solea* in the western Wadden Sea in 1986. a: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); b: tidal channels (Δ = Texelstroom; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

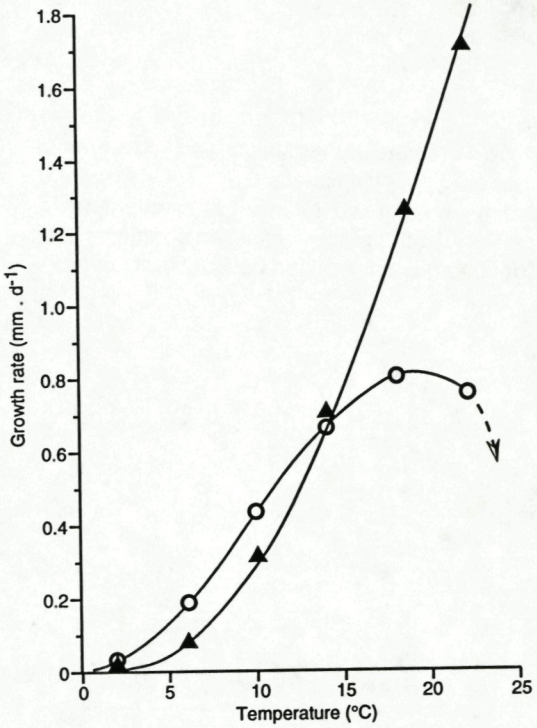


Figure 26 Maximum daily growth in length (mm.d-^{1}) of juvenile plaice (○) and juvenile sole (▲) under laboratory conditions of excess of food. After Fonds et al. (1992) and Fonds (unpubl.).

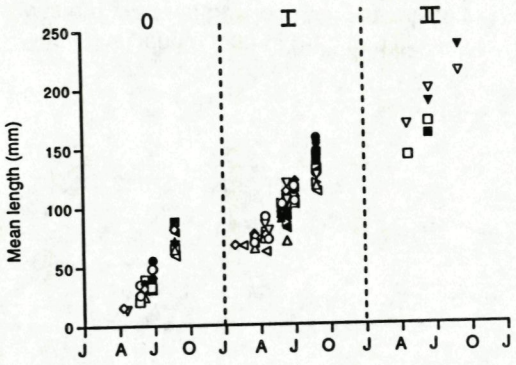


Figure 27 Comparison of observed increase in mean length (open symbols) and estimated possible maximum growth according to an experimentally established growth model (closed symbols) for the plaice *Pleuronectes platessa* at the intertidal (∇ = Balgzand; Δ = Wadden; ❑ = Lutjeswaard; ◇ = Vliewad; ▲ = H.Tjaars; ▼ = Kimster).

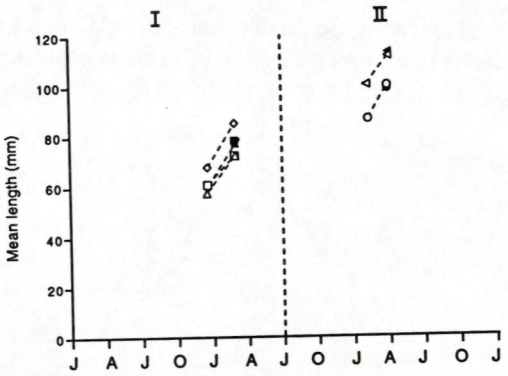


Figure 28 Comparison of observed increase in mean length (open symbols) and estimated possible maximum growth according to an experimentally established growth model (closed symbols) for sole *Solea solea* in the subtidal (○ = Breehorn; ∇ = Wadden; Δ = Vlieter; ❑ = Richel; ◇ = Kimstergat).

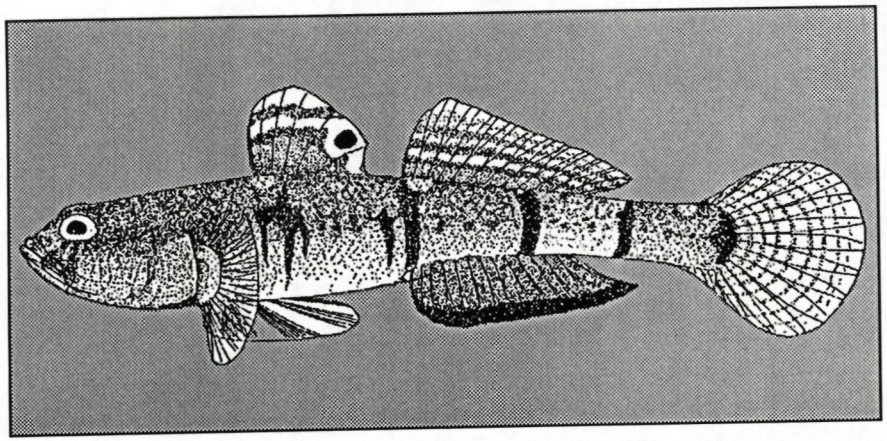


Figure 29 The sand goby (*Pomatoschistus minutus*) after Nijssen & de Groot (1987).

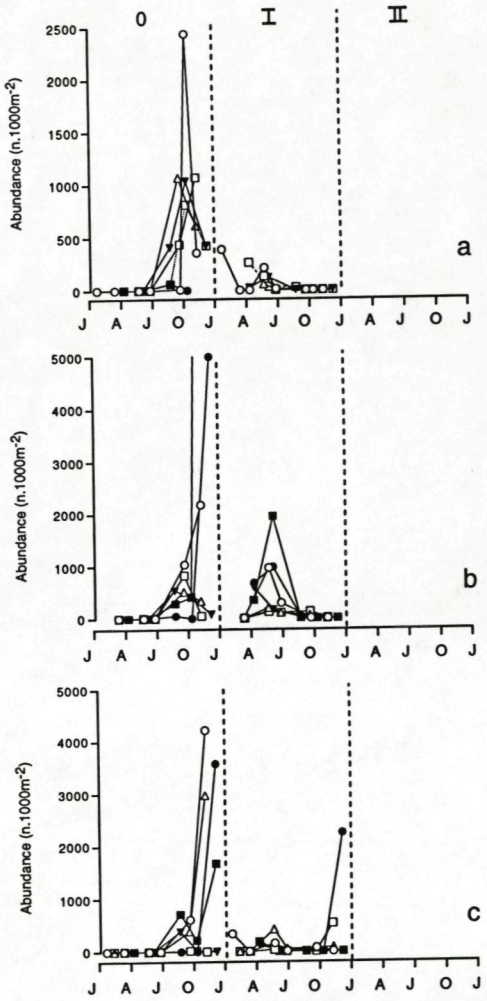


Figure 30 Abundance (n.1000m-^{2}) of 0- and I-group sand goby *Pomatoschistus minutus* in the western Wadden Sea in 1986. a: intertidal (○ = Balgzand; Δ = Wadden; ❑ = Lutjeswaard; ▼= Vliewad; ● = H.Tjaars; ■ = Kimster); b: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); c: tidal channels (Δ = Texelstroom; ❑ = Doove Balg; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

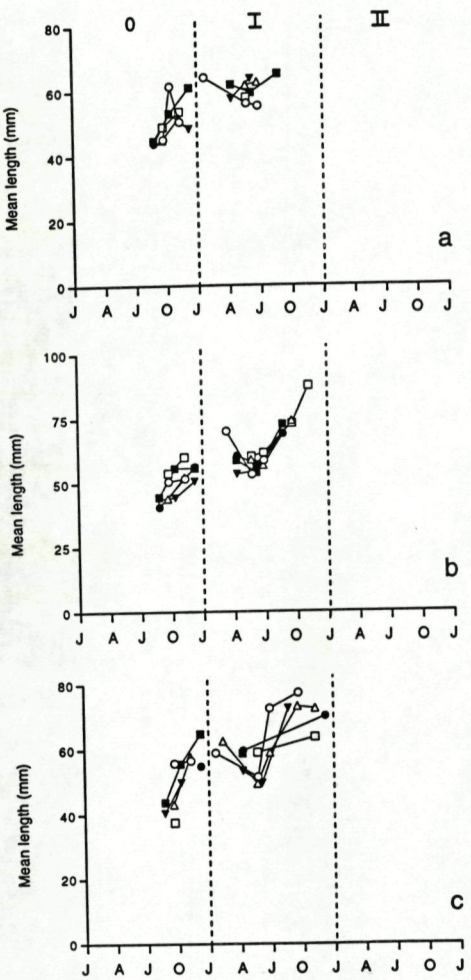


Figure 31 Mean total length (cm) of 0- and I-group sand goby *Pomatoschistus minutus* in the western Wadden Sea in 1986. a: intertidal (○ = Balgzand; Δ = Wadden; ❑ = Lutjeswaard; ▼= Vliewad; ● = H.Tjaars; ■ = Kimster); b: subtidal (○ = Breehorn; Δ = Wadden; ❑ = Vlieter; ▼ = Richel; ● = Hanerak; ■ = Kimstergat); c: tidal channels (Δ = Texelstroom; ❑ = Doove Balg; ○ = Wierbalg; ● = Blauwe Slenk; ■ = Kimstergat).

Part 4

Micro-macro

Een onderzoek naar de relatie tussen hydrodynamische factoren en kleinschalige verspreiding van macro-benthos

873

P. Herman (NIOO-CEMO)
M. de Vries (WL)
P. Thoolen (WL)
M. Vonk (WL)
A. Baart (WL)
J. Boon (WL)

Inhoudsopgave

Lijst tabellen i

Lijst figuren ii

1 Inleiding ..... 1 - 1

2 Doelstelling en werkzaamheden ..... 2 - 1

3 Beschikbare data ..... 3 - 1
3.1 Meetcampagne 'Zeekat' ..... 3 - 1
3.2 Metingen van stroomsnelheden ..... 3 - 1
3.2.1 Overzicht ..... 3 - 1
3.2.2 Analyse ..... 3 - 2
3.2.3 Dieptegemiddelde snelheden ..... 3 - 2
3.3 Metingen van waterstanden ..... 3 - 3

4 Scaldis model ..... 4 - 1
4.1 Inleiding ..... 4 - 1
4.2 Modelopzet ..... 4 - 1
4.3 Runs t.b.v. randvoorwaarden Molenplaat model ..... 4 - 2
4.4 Modelvalidatie ..... 4 - 2

5 Molenplaat model ..... 5 - 1
5.1 Inleiding ..... 5 - 1
5.2 Modelopzet ..... 5 - 1
5.3 Calibratie en verificatie ..... 5 - 2
5.3.1 Inleiding ..... 5 - 2
5.3.2 Invloed van rekentijdstap ..... 5 - 2
5.3.3 Invloed van de ruwheidsparameter ..... 5 - 2
5.3.4 Invloed van de wind ..... 5 - 3
5.3.5 Invloed van de bodemligging ..... 5 - 3
5.3.6 Verificatieruns ..... 5 - 4
5.4 Modelvalidatie ..... 5 - 4
5.4.1 Calibratieperiode ..... 5 - 4
5.4.2 Verificatieperiode ..... 5 - 5

6 Opmerkingen en conclusies hydrodynamica ..... 6 - 1

7 Transportmodellering ..... 7 - 1
7.1 Uitgangspunten en modelinvoer ..... 7 - 1
7.2 Formuleringen voor sedimentatie en resuspensie ..... 7 - 2
7.3 Modelresultaten ..... 7 - 3

8 Verspreiding van benthische filtreerders en deposit feeders ..... 8 - 1
8.1 Inleiding ..... 8 - 1
8.1.1 Grootschalige verspreiding van benthische filtreerders ..... 8 - 1
8.1.2 Kleinschalige verspreiding van benthische filtreerders ..... 8 - 1
8.1.3 Benthische deposit feeders ..... 8 - 2
8.1.4 Opzet van het onderzoek ..... 8 - 3
8.2 Bemonstering .....
8.2.1 Macrobenthos ..... 8 - 3

8.2.2 Sedimentsamenstelling . . . . . 8 - 3
8.2.3 Chlorofylgehalte in de bovenste sedimentlaag . . . . . 8 - 3
8.3 Voedingsgroepen . . . . . 8 - 4
8.4 Resultaten . . . . . 8 - 4
8.4.1 Korrelgrootte-verdeling / bemonstering maart . . . . . 8 - 4
8.4.2 Chlorofylgehalte . . . . . 8 - 4
8.5 Analyse van de macrobenthosgegevens - voedingsgroepen . . . . . 8 - 4
8.6 Analyse van de macrobenthosgegevens - gemeenschapsanalyse . . . . . 8 - 5
8.7 Analyse van macrobenthosgegevens - dominante soorten . . . . . 8 - 5
8.8 Discussie . . . . . 8 - 6

9 Biomassa modellering
9.1 Modelopzet . . . . . 9 - 1
9.2 Formuleringen . . . . . 9 - 2
9.3 Modelresultaten . . . . . 9 - 4
9.4 Discussie . . . . . 9 - 4

Referenties

Tabellen

Figuren

Appendix A
Lijst van soorten, frequenties, gemiddelde dichtheid en gemiddeld asvrij-drooggewicht in de maart-bemonstering

Appendix B
Lijst van soorten, frequenties, gemiddelde dichtheid en gemiddeld asvrij-drooggewicht in de juni-bemonstering

Tabellen

3.1 Schema van meetpunten en apparatuur voor de meetperiode in Juni 1995
5.1 Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de calibratieperiode
5.2a Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de calibratieperiode
5.2b Verhouding hoogwaters in meetpunt 6 en Hansweert gedurende de calibratieperiode
5.3a Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de verificatieperiode
5.3b Verhouding hoogwaters in meetpunt 6 en Hansweert gedurende de verificatieperiode

Tabellen

3.1 Schema van meetpunten en apparatuur voor de meetperiode in Juni 1995
5.1 Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de calibratieperiode
5.2a Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de calibratieperiode
5.2b Verhouding hoogwaters in meetpunt 6 en Hansweert gedurende de calibratieperiode
5.3a Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de verificatieperiode
5.3b Verhouding hoogwaters in meetpunt 6 en Hansweert gedurende de verificatieperiode

Figuren

3.1a Ligging Molenplaat en nabij gelegen geulen en platen
3.1b Dieptelijnen Molenplaat en ligging meetraai
3.2a Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel; Meetpunt 1, 0.178 m boven de bodem
3.2b Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel; Meetpunt 1, 0.663 m boven de bodem
3.2c Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel; Meetpunt 1, 1.158 m boven de bodem
3.2d Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel; Meetpunt 1, 1.668 m boven de bodem
4.1 Gridschematisatie van het Scaldis model
4.2 Run T07; Stations Hansweert, Terneuzen, Vlissingen en Bath: berekende waterstanden tegen getijvoorspellingen
4.3 Run T09; Stations Hansweert, Terneuzen, Vlissingen en Bath: berekende waterstanden tegen getijvoorspellingen
5.1 Ligging van het Molenplaat model in de Westerschelde
5.2 Gridschematisatie Molenplaat model
5.3a Diepteschematisatie van het Molenplaat model
5.3b Diepteschematisatie van de Molenplaat in het Molenplaat model
5.4a Run 12a. Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6.
5.4b Run 12a. Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten, meetpunt 1/2 en meetpunt 3/5
5.4c Stations Hansweert, meetpunt6 en meetpunt 9. Berekende waterstand tegen resp. voorspelling en metingen, Runs T07 en 12a
5.5a Run m14. Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6.
5.5b Run m14. Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten, meetpunt 1/2 en meetpunt 3/5
5.6a Run m16. Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6.
5.6b Run m16. Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten, meetpunt 1/2 en meetpunt 3/5
5.6c Stations Hansweert, meetpunt6 en meetpunt 9. Berekende waterstand tegen resp. voorspelling en metingen, Runs T09 en m16
5.7a-j Snelheidsvelden voor het gebied rond de Molenplaat, om het uur gepresenteerd, run m16
5.8a Run m15. Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6.
5.8b Run m15. Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten, meetpunt 1/2 en meetpunt 3/5
7.1 De relatie tussen de bodem schuifspanning en de sedimentsamenstelling
7.2 Ruimtelijke verdeling van de maximale bodemschuifspanning
7.3 Ruimtelijke verdeling van de netto dagelijkse cumulatieve slib-sedimentatieflux
7.4 Ruimtelijke verdeling van de dagelijkse cumulatieve advectieflux van slib
8.1 De positie van de monsterplaatsen op de Molenplaat bij de bemonstering in:
a) maart
b) juni.
8.2 De gemiddelde korrelgrootte van de locaties bemonsterd in maart
8.3 Het gehalte slib van de locaties bemonsterd in maart
8.4 De ruimtelijke verdeling van het chlorofylgehalte in het oppervlakkige sediment

8.5 De ruimtelijke verdeling van de dominante voedingsgroepen (suspensie-eters en diepe depositie-eters) voor de bemonstering van maart
8.6 De ruimtelijke verdeling van de dominante voedingsgroepen (suspensie-eters en diepe depositie-eters) voor de bemonstering van juni
8.7 De verdeling van de fauna over de verschillende voedingsgroepen voor klassen van sedimentsamenstelling.
8.8a Ruimtelijke verdeling van suspensie-eters en schuifspanningen op de bodem
8.8b Ruimtelijke verdeling van depositie-eters en netto slib-sedimentatieflux
8.9 Ruimtelijke verdeling van TWINSPAN clusters en de verdeling van de verschillende voedingsgroepen binnen deze clusters
8.10 Ruimtelijke verdeling van TWINSPAN clusters en de gemiddelde biomassa van deze clusters
8.11 Hiërarchisch clusterdiagram met de indicatorsoorten van de verschillende onderverdelingen.
8.12 Ruimtelijke verspreiding van *Arenicola marina* in de juni-bemonstering
8.13 Ruimtelijke verspreiding van *Heteromastus filiformis* in de juni-bemonstering
8.14 Ruimtelijke verspreiding van *Cerastoderma edule* in de juni-bemonstering
8.15 Ruimtelijke verspreiding van *Mya arenaria* in de juni-bemonstering
8.16 Ruimtelijke verspreiding van *Nereis diversicolor* in de juni-bemonstering
8.17 Ruimtelijke verspreiding van *Nereis succinea* in de juni-bemonstering
9.1 Ruimtelijke verdeling van de groei van filtreerders (aantal individuen per m^2)
9.2 Ruimtelijke verdeling van de groei van deposit feeders (aantal individuen per m^2)

1 Inleiding

Het in dit rapport beschreven BEON MICRO-MACRO project is een onderdeel van het project 'Voorbereiding van een integrale habitatkartering van het Nederlandse deel van het Continentale plat en van de Nederlandse kustwateren, inclusief Waddenzee en Deltawerken'. Dit project is door BEON opgedragen aan IBN-DLO en samenwerkende instellingen (NIOO-CEMO, NIOZ, RIKZ, RIVM, RIVO-DLO en WL) in contract RKZ-163.
Het werkplan van het volledige project is vastgelegd in de notitie 'Werkplan voor een gezamenlijk habitat projekt' van IBN-DLO. De grote lijnen van het werkplan zijn tot stand gekomen tijdens een workshop gehouden in Den Haag op 4 Mei 1995, en daarna uitgewerkt en aangevuld door de verschillende deelnemers aan deze workshop. De eindredactie berustte bij prof. dr. W.J. Wolff (IBN-DLO).

Dit rapport bevat een beschrijving van de WL activiteiten, uitgevoerd in 1995, voor het onderdeel MICRO-MACRO. In hoofdstuk 2 wordt de doelstelling van het projekt beschreven en wordt een globaal overzicht gegeven van de werkzaamheden van zowel WL, NIOO als RIKZ. Hoofdstuk 3 bevat een overzicht van de data die beschikbaar was voor de calibratie en validatie van het te ontwikkelen hydrodynamisch model van de Molenplaat. Deze data is door Marijke Ruitenbeek, studente fysische geografie aan de universiteit van Utrecht, bewerkt en geanalyseerd (zie (Ruitenbeek, 1995)).
In hoofdstuk 4 wordt het Scaldis model beschreven: het 2D waterbewegingsmodel van de Westerschelde, ontwikkeld door RIKZ. Hoofdstuk 5 betreft het opzetten en afregelen van het gedetailleerde 2D hydrodynamisch model van de Molenplaat.
Hoofdstuk 6 bevat opmerkingen en conclusie : m.b.t. de hydrodynamische modellering. In hoofstuk 7 wordt de transport modellering van het zwevende stof beschreven. Tevens worden hier de resultaten gegeven voor de Westerschelde, met name in en op de Molenplaat. Hoofdstuk 8 behandelt de veldwaarnemingen van het macrobenthos op de Molenplaat en de vergelijking van deze gegevens met de resultaten van het hydrodynamisch/transport model. Tot slot wordt in Hoofdstuk 9 beschreven hoe het hydrodynamisch/transport model is uitgebreid met biomassa formuleringen om de ruimtelijke verdeling van het macrobenthos op de Molenplaat te modelleren. De resultaten van dit model zijn vergeleken met de veldwaarnemingen.

2 Doelstelling en werkzaamheden

Het MICRO-MACRO projekt wordt uitgevoerd in een samenwerkingsverband tussen NIOO, RIKZ EN WL. Doel van het projekt (in 1995) is het onderzoeken van de processen die de ruimtelijke verdeling van macrobenthos op een getijdeplaat bepalen, als een functie van voedselbeschikbaarheid en hydrodynamische factoren op een ruimtelijke schaal binnen een individuele plaat.
De vraag naar een dergelijk onderzoek is ontstaan doordat de verspreiding van macro-benthische organismen in estuariene systemen een sterke patchiness en grote variabiliteit in biomassa-waarden vertonen. Hierdoor is het moeilijk een goede beschrijving te geven van de functionele rol van het macro-benthos in de voedselkringloop van estuariene systemen: toevallige bemonsteringen in een beperkt aantal stations leveren tijdreeksen op waaruit zeer moeilijk algemene eigenschappen als seizoens dynamiek en gemiddelde voedselopname zijn af te leiden. Ook zijn langjarige trends in soortensamenstelling, dichtheid en biomassa van het benthos in grote delen van estuaria lastig aan te tonen. De grote variabiliteit tussen de monsterpunten vermindert de waarde van de uitkomsten van statistische testen, die eigenlijk een grotere bemonsteringsinspanning vragen dan economisch haalbaar.
In dit project wordt er van uitgegaan dat inzicht in deze problemen kan worden verkregen door een analyse van de factoren die de variabiliteit in dichtheid en biomassa bepalen. Belangrijk hierbij is de schaal waarop de diverse processen zich afspelen en hun invloed doen gelden.
Met betrekking tot grootschalige verspreiding van benthische filtreerders blijkt bijv. een relatie te bestaan tussen de systeem-gemiddelde biomassa van filtreerders en de residen-tietijd van het water in de estuariene sytemen. Op basis hiervan en op basis van resultaten van andere onderzoeken kan hiermee de hypothese gesteld worden dat, op de schaal van het hele systeem, voedsel de bepalende factor is voor de biomassa van benthische filtreerders.

Op kleinere schaal (van een getijdeplaat) blijkt uit de ecofysiologische literatuur dat de voedselopname, en afgeleid de groei, o.a. sterk gerelateerd is aan de stroomsnelheid van water. Daarnaast beïnvloedt de stroomsnelheid ook de mogelijkheid van jonge dieren op een bepaalde plaats te vestigen. Verder is het belangrijk rekening te houden met voedsel-competitie in dichte bedden: aan de rand van een dicht bed blijken dieren sneller te groeien dan in het centrum. Ook de kwetsbaarheid voor predatie (krabben, vogels, ..) speelt een mogelijke rol in de ruimtelijke verdeling van benthische filtreerders op micro-schaal.

Het MICRO-MACRO project betreft in 1995, wegens beperkte financiële middelen, alleen het MICRO-deel: een onderzoek naar de relatie tussen hydrodynamische factoren en kleinschalige verspreiding van macro-benthos. Hiertoe wordt een twee dimensionaal hydrodynamisch model ontwikkeld van de Molenplaat, een getijdeplaat in de Wester-schelde. Met de berekende waterbeweging wordt voor één getij de netto en bruto sedimentatie van voedsel en sediment berekend onder aanname van een constante concentratie verdeling in de verticaal, en een constante concentratie op de rand. Dit sedimentatiepatroon wordt vergeleken met het voorkomen van macro-benthos in het veld. Verder zal door implementatie van een filtratie formulering een evenwicht worden bepaald tussen de sedimentatie flux en de consumptie door het benthos, met en zonder resuspensie van niet gegraasd materiaal.
Voor de gemodelleerde waterbeweging is het hierbij van belang dat zowel de grootte als ook de richting van de snelheden op de plaat zo goed mogenlijk worden gerepresenteerd. De grootte van de snelheden beïnvloeden de sedimentatie en resuspensie, de richting de

locaties waar voedsel en sediment op de plaat worden aangevoerd.
Deze eerste berekeningen in 1995 vormen een aanzet voor vervolgonderzoek in 1996 en 1997, waarbij er naar wordt gestreefd meer in detail procesonderzoek te doen: door de aanname van een constant concentratieprofiel in de verticaal wordt in het huidige project een vereenvoudiging van de werkelijkheid gemaakt. In de natuur kan afhankelijk van de valsnelheid en de horizontale transportsnelheid door filtratie voedseldepletie vlak boven de bodem ontstaan. Hierbij speelt ook de grootte van de verticale turbulentie, en de mogelijke invloed van golven en wind een rol. Daarnaast is de filtratiesnelheid van het benthos van groot belang, en mogelijk ook van invloed op het verticale snelheidsprofiel. Dit maakt dat drie-dimensionale modellering onontbeerlijk is.
Naast hydrodynamische factoren zijn seizoensinvloeden cruciaal voor het voorkomen van benthos op een specifieke plaats: de hoeveelheid licht die doordringt in de waterlaag, maar ook de herfststormen die het grootste deel van het voedselrijke slib in korte tijd kunnen doen eroderen.

Naast dit detail-onderzoek op MICRO-schaal wordt er naar gestreefd het onderzoek in 1996/1997 te richten op de boven beschreven verschijnselen op MACRO-schaal. Mogelijke onderwerpen zijn een onderzoek naar de toepasbaarheid op MACRO-schaal van de op MICRO-schaal gevonden relaties, en de rol van andere sturende factoren (behalve voedselaanbod).

De taken van NIOO, RIKZ en WL voor 1995 zijn als volgt verdeeld:

NIOO:

- bestuderen van de ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos, alsook de korrelgrootte verdeling over de plaat en de biomassa-verdeling van het microfytobenthos.
- onderzoek naar verbanden/relaties tussen fysische parameters en de verspreiding van macrobenthos op de plaat

RIKZ:

- verrichten van ecofysiologische metingen aan suspensie-eters
- coördinatie (via de Meetdienst) van de uitvoering van fysische metingen op de Molenplaat

WL:

- opzet en afregeling van een gedetailleerd 2Dh hydrodynamisch model van de Molenplaat
- voorspellen van de ruimtelijke verspreiding van het macro-benthos m.b.v. het hydrodynamisch Molenplaat model en een ecologisch model
- onderzoek naar verbanden/relaties tussen fysische parameters en de verspreiding van macrobenthos op de plaat
- berekenen van de voedsel balans (koolstof c.q. nutriënten fluxen) voor het macrobenthos op een fijn grid

3 Beschikbare data

3.1 Meetcampagne 'Zeekat'

Van donderdag 15 juni tot en met maandag 26 juni 1995 zijn er veldmetingen verricht op de Molenplaat ten behoeve van het MICRO-MACRO project. Tijdens deze veldperiode lag het meetponton de 'Zeekat' van Rijkswaterstaat aan de noordzijde van de plaat. Langs het ponton liep een meetraai haaks op de plaatrand, van de laagwaterlijn tot het hoogste punt van de plaat ter plaatse van de raai (zie figuren 3.1a en b).
Op 9 punten langs de raai waren snelheidsmeters en waterstandsmeters aangebracht volgens het schema in tabel 3.1.
In meetpunt 1 (laagwaterlijn) is m.b.v. vier boven elkaar bevestigde snelheidsmeters een snelheidsprofiel gemeten. De snelheidsmeters van meetpunten 2 tot en met 5 hebben zowel de grootte als de richting van de stroming gemeten, de meters in de overige meetpunten alleen de grootte.

3.2 Metingen van stroomsnelheden

3.2.1 Overzicht

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de begin- en eindtijdstippen en de periodes gedurende welke snelheidsmetingen hebben plaatsgevonden.
De metingen op *meetpunt 5* zijn voor de hele meetperiode onbetrouwbaar, dat wil zeggen dat de hoogten en het verloop van de gemeten snelheden erg onwaarschijnlijk zijn. Van 15-5-95 tot en met 17-6-95 11.00u zijn de snelheden erg hoog t.o.v. de overige metingen, ca. 50 tot 90 cm/s. Op 17-6-95 van 14.00u tot en met 22.30u is het verloop erg grillig. Op 18-8-95 loopt de snelheid af van 40 cm/s tot ongeveer 10 cm/s. Vervolgens zijn er geen meetwaarden voor de periode 18-6-95 14.00u tot en met 20-6-95 15.00u. Van 20-6-95 15.00u tot en met 25-6-95 16.00u zijn de snelheden onwaarschijnlijk laag, tussen de 5 en de 15 cm/s.
Op *meetpunt 7* is alleen voor de periode 3.00u tot en met 22.00u op 17-6-95 een meetsignaal geregistreerd. Dit signaal bestaat echter uit een serie pieken met veel nulwaarden ertussen. Van punt 7 zijn dus geen gegevens beschikbaar.
Op *meetpunt 8* is alleen voor twee korte perioden de stroomsnelheid gemeten. Namelijk van 2.00u tot en met 20.30u op 16-6-95 en van 16.15u tot en met 21.00u op 19-6-95.

Tabel 1 Overzicht van de begin- en eindtijdstippen en de periodes gedurende welke snelheidsmetingen hebben plaatsgevonden

	15/6	16/6	17/6	18/6	19/6	20/6	21/6	22/6	23/6	24/6	25/6	26/6
MP1												06.00
ott1	11.00	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	06.00
ott2	11.00	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	06.00
ott3	11.00	XX	XX	XX	XX	16.30	----	02.00	XX	XX	XX	06.00
ott4	11.00	XX	XX	XX	XX	16.30	----	02.00	XX	XX	XX	
MP2	12.30	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	14.00	----
MP3	17.00	XX	11.00/ 23.00 ----	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	06.00
MP4	17.00	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	18.00	----
MP5,	ONBETROUWBAAR (zie beschrijving)											
MP6	13.00	XX	05.40	16.00	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	05.00
MP7	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
MP8	----	02.00/ 20.30	----	----	16.15- 21.00	----	----	----	----	----	----	----
MP9	----	----	03.00	10.00	----	----	----	08.00	XX	XX	XX	05.00

---- = geen metingen
XX = wel metingen

3.2.2 Analyse

De snelheidsmeters 1 t/m 9 zijn geplaatst vanaf de laagwaterlijn naar hogere delen van de plaat. Door de hogere bodemligging neemt de hydraulische weerstand toe, en de verwachting is dat de snelheid in meetpunt 1 het grootst is, langzaam afneemt en vervolgens in meetpunt 9 het kleinst is.
De metingen in meetpunt 1 vertonen gedurende de calibratieperiode (23/6-25/6) een vrij regelmatig verloop. In meetpunt 2 daarentegen varieert de grootte per getij aanzienlijk en is op 24/6 de snelheid zelfs ca. 10 cm/s kleiner dan in meetpunt 1, terwijl de punten dicht bij elkaar liggen. In meetpunt 3 zijn de waarden weer regelmatig en is de grootte (dieptegemiddeld) vergelijkbaar met die in meetpunt 1 (soms zelfs iets groter). Meetpunt 4 vertoont weer een wat grilliger patroon, en ook hier zijn de snelheden soms zelfs weer wat groter dan in meetpunt 3. In meetpunten 6 en 9 (5, 7 en 8 zijn niet bruikbaar) nemen de snelheden dan toch af en zijn ze weer vrij regelmatig.
De grillige patronen zijn grotendeels te verklaren door de aanwezigheid van kleine geultjes. Een snelheidsmeter die in of dichtbij een geultje staat zal een andere snelheid meten dan één die op een vlak, ondiep stuk staat. Omdat het Molenplaat model rekent op een rooster van minimaal 40x40 m kunnen lokale geultjes niet worden mee gemodelleerd. Bovenstaande fluctuaties zullen dus nooit exact gereproduceerd worden door het model.
Vanwege de onregelmatigheden en grilligheden van de snelheidsmetingen in meetpunten 2 en 4 is bij de calibratie de meeste aandacht geschonken aan de waarden in meetpunten 1, 3, 6 en 9.

3.2.3 Dieptegemiddelde snelheden

De snelheidsmeters zijn vrijwel allemaal geplaatst op enkele centimeters boven de bodem. Om ze te kunnen vergelijken met resultaten uit een twee-dimensionaal diepte-gemiddeld

hydrodynamisch model is het noodzakelijk ze te corrigeren naar dieptegemiddelde snelheden.
Voor de berekening van de dieptegemiddelde snelheden is een logaritmisch snelheidsprofiel aangenomen:

$$v(z,t) = \bar{v}(t) \frac{\log(32\ z) - \log(k_s)}{\log(12\ D(t)) - \log(k_s)} \qquad (1)$$

waarin:

$D(t)$ = afstand wateroppervlakte tot de bodem (m) = $D_{NAP} + h(t)$
$h(t)$ = waterstand ten opzichte van NAP (m)
D_{NAP} = afstand NAP tot de bodem (m)
z = afstand meetinstrument tot de bodem (m)
k_s = Nikuradse ruwheidslengte. De waarde van k_s is plaatsafhankelijk en kan dus voor de diverse meetpunten verschillen.

Vergelijking (1) is afgeleid van

$$v(z,t) = \frac{v_*}{\kappa} \log\left(\frac{32z}{k_s}\right) \qquad (2)$$

waaruit door middeling over de diepte volgt

$$\bar{v}(t) = \frac{v_*}{\kappa} \log\left(\frac{12\ D(t)}{k_s}\right) \qquad (3)$$

Deze aanname is getoetst voor meetpunt 1 waar snelheidsprofielen zijn gemeten met behulp van 4 snelheidsmeters op respectievelijk 17.8 cm (ott1), 66.3 cm (ott2), 115.8 cm (ott3) en 166.8 cm (ott4) boven de bodem. Voor deze toets is een dieptegemiddelde snelheid bepaald op basis van ott3 en formule (1) (met z = 115.8 cm). Vervolgens zijn met de dieptegemiddelde snelheid en opnieuw formule (1) per tijdstip snelheden bepaald voor z = 17.8 cm, z = 66.3 cm, en z = 166.8 cm. Deze berekende snelheden zijn vervolgens uitgezet tegen de gemeten in figuren 3.2a t/m 3.2d. Uit deze figuren blijkt dat de gemeten profielen met een spreiding van ca. 10 cm/s aan het aangenomen snelheidsprofiel voldoen.

3.3 Metingen van waterstanden

De waterstanden zijn gemeten op meetpunten 6 en 9 van de raai, en bij het meetponton de Zeekat. De Zeekat lag op ongeveer 40 meter van de meetraai, ter hoogte van meetpunt 3. In de meetreeks gemeten bij de Zeekat is de tijdwaarneming niet altijd goed. Deze is gecorrigeerd met behulp van de meetreeksen gemeten bij meetpunt 6 en 9. Bovendien was het referentieniveau van de meting bij de Zeekat niet bekend. Aangenomen is dat de metingen t.o.v. NAP zijn.

De drie meetreeksen van de waterstanden verschillen niet in fase of vorm. Alleen de tijdstippen waarop demeters droogvallen verschillen door het verschil in hoogteligging.
Naast de waterstandsmetingen verkregen uit de meetcampagne op de Zeekat is voor de afregeling van het Molenplaat model gebruik gemaakt van de hoog- en laagwaterstanden te Hansweert zoals weergegeven in de Getijtafels voor Nederland, 1995.

4 Scaldis model

4.1 Inleiding

Het Scaldis model is een tweedimensionaal hydrodynamisch model, ontwikkeld door RIKZ voor het berekenen van waterstanden en dieptegemiddelde stroomsnelheden in de Westerschelde, en gebaseerd op het programmapakket WAQUA. Het wordt in dit project gebruikt om randvoorwaarden te genereren voor het gedetailleerde Molenplaat model.

4.2 Modelopzet

Modelgrenzen

Scaldis wordt zeewaarts begrensd door de lijn Westkapelle - Vlakte van de Raan - Zeebrugge. Stroomopwaarts ligt de modelbegrenzing bij Gent.

Roosterschematisatie

Het kustgebied is gedefinieerd op een rechthoekig netwerk met een maaswijdte variërend van 100 m tot 400 m. Op de Westerschelde is de maaswijdte overal 100 x 100 m terwijl de Zeeschelde op een kromlijnig netwerk is gedefinieerd met een maaswijdte variërend van 30 tot 100 m.
Het gebied stroomopwaarts van Rupelmonde tot de stuwen bij Gent is schematisch in het model gebracht, zie figuur 4.1.

Bodemschematisatie

De oorspronkelijke bodemschematisatie van Scaldis is gebaseerd op vaklodingen uit 1988. Voor de huidige toepassing is de bodem van het gebied rond de Molenplaat opnieuw geschematiseerd met vaklodingen uit 1994.

Randvoorwaarden

De zeezijde van het model is gedefinieerd als een open rand waarop waterstanden in de vorm van getijcomponenten als randvoorwaarden worden opgelegd. In het model zijn op een aantal plaatsen bronnen opgenomen om de aanvoer van zoet water te simuleren. Opgelegd zijn de afvoeren van de Schelde te Gent en de Rupeltak, de Antwerpse dokken, het Zoommeer en het kanaal van Terneuzen naar Gent. Voor de bovenafvoer van de Schelde is het jaargemiddelde van 1992 genomen.

Saliniteit

Scaldis gebruikt bij aanvang van een modelsimulatie een niet-uniforme horizontale saliniteitsverdeling, berekend met het E-WestII model (zie (Dekker et al., 1993) en gebaseerd op een hoge of lage bovenafvoer van de Westerschelde (afhankelijk van de gekozen simulatieperiode). De kleine gevolgen van de horizontale dichtheidsverschillen op de getijbeweging worden hierdoor gedurende de simulatie in enige mate meegenomen.

Numerieke en fysische parameters

Rekentijdstap:	0.5 min.
Bodemwrijving:	Manning coëfficiënt = 0.022
Gravitatieconstante:	9.813 m/s^2
Viscositeitscoëfficiënt:	10 m^2/s
Waterdichtheid:	1023 kg/m^3
Luchtdichtheid:	1.205 kg/m^3

4.3 Runs t.b.v. randvoorwaarden Molenplaat model

Voor de huidige toepassing zijn alle invoerfiles van Scaldis omgezet naar een format geschikt voor Trisula, het 2D/3D programmapakket voor hydrodynamische berekeningen van WL. Daarbij is de bodemschematisatie lokaal aangepast aan de situatie van 1994 (meest recent beschikbare gegevens), en zijn de randvoorwaarden bestaande uit tijdreeksen vervangen door getijcomponenten.
Run T07 is gedraaid om randvoorwaarden voor het Molenplaat model te genereren voor de calibratie periode 23/6-25/6. Ter verificatie van de resultaten zijn de hoog- en laag waters bij Hansweert, Vlissingen, Terneuzen en Bath (afkomstig uit 'Getijtafels voor Nederland') vergeleken met de berekeningen (zie figuur 4.2). De berekeningen zijn, voor de huidige toepassingen, voldoende nauwkeurig.
Run T09 is gedraaid om randvoorwaarden voor de verificatieperiode (17/6-20/6) te bepalen. De resultaten in de 4 genoemde stations zijn een stuk minder goed dan die van run T07, met name de laagwaters worden te groot berekend (zie figuur 4.3). De oorzaak is vooralsnog onduidelijk, Van invloed kan de gemodelleerde grootte van de bovenafvoer van de Schelde zijn (jaargemiddelde 1992), die wellicht teveel afwijkt van de reële afvoer gedurende deze periode. Echter, dit alleen kan de grootte van de gevonden verschillen niet verklaren, en een gevoeligheidsonderzoek naar de invloed van diverse parameters op de berekende waterstanden is eigenlijk noodzakelijk. Dit is niet uitgevoerd omdat een fijnafregeling van het Scaldis model niet in het huidige projekt was inbegrepen.

4.4 Modelvalidatie

Uit berekeningen die zijn uitgevoerd door Rijkswaterstaat (Dekker et. al., 1994) blijkt dat het getij niet altijd goed wordt voorspeld door Scaldis. Het getijverschil is te klein bij springtij en te groot bij doodtij. Dit wordt, volgens de auteurs, waarschijnlijk veroorzaakt doordat bij hogere stroomsnelheden de bodemwrijving in delen van het estuarium afneemt waardoor het model een kleiner getijverschil berekent dan in de natuur optreedt. De verschillen tussen de berekende waterstanden en de gemeten waterstanden bedragen 0,05 tot 0,13 meter. Uit een proef met Duflow (Bollenbakker, 1994), waarbij het waterstandsverloop tijdens een springtij bij een lage en een hoge afvoer is vergeleken, is gebleken dat de grootte van de afvoer een forse invloed heeft op de middenstand en het getijverschil (orde centimeters).
Uit de calibratie van de stroomsnelheidsberekeningen blijkt dat de berekende stroomsnelheden over het algemeen 10-20 % afwijken van de gemeten waarden. De grootste afwijkingen zijn geconstateerd op de platen en op de geulranden en kunnen tot zo'n 100% bedragen. Voor een gedetailleerde beschrijving van het Scaldis model wordt verwezen naar (Dekker et al., 1994).

5 Molenplaat model

5.1 Inleiding

Het Molenplaat model is een tweedimensionaal hydrodynamisch model gebaseerd op Trisula, dat is genest in het Scaldis model. Het is ontwikkeld om de waterstanden en stroomsnelheden op de Molenplaat zo goed mogelijk te voorspellen. Omdat de Molenplaat omgeven wordt door andere bij eb droogvallende platen (Schaar van Ossenisse, Rug van Baarland) was het noodzakelijk om ook deze getijplaten in het Molenplaat model op te nemen. Enerzijds omdat een open rand die gedefinieerd wordt op een droogvallende plaat i.h.a. meer storingen (onnauwkeurigheden in aanstoomrichting en fases) in het model introduceert dan een rand die voortdurend nat is, en anderzijds omdat de omliggende platen een bron vormen van zwevend sediment dat o.a. op de Molenplaat kan sedimenteren. De 'juiste' sediment toevoer naar de Molenplaat wordt zodoende door het model zelf berekend, wat naar verwachting nauwkeuriger is dan op een open rand dicht bij de Molenplaat tijdsafhankelijke sedimentconcentraties te definiëren.

5.2 Modelopzet

Modelgrenzen

In het zuid-westen wordt het model begrensd door een open snelheidsrand vrijwel loodrecht op de oevers, net voorbij de rug van Baarland. In het zuid-oosten wordt het model begrensd door een open waterstandsrand vrijwel loodrecht op de oevers, net voorbij de plaat van Ossenisse (zie figuur 5.1).

Roosterschematisatie

Het model is gedefiniëerd op een rechthoekig grid waarvan de x-richting evenwijdig loopt met de geul tussen de Molenplaat en de rug van Baarland. De maaswijdte varieert van ca 40x40 m op de Molenplaat tot ca 100x100 op de open randen van het model (zie figuur 5.2).

Bodemschematisatie

De bodemschematisatie is voornamelijk gebaseerd op vaklodingen (op een grid van 20x20 m) uit 1994, aan de zuid-oost rand en zuid-west rand aangevuld met diepte gegevens uit het Scaldis model (zie figuren 5.3a en b).

Randvoorwaarden

Het model wordt in het zuid-westen aangestuurd door een u-rand en in het zuid-oosten door een h-rand (tijdreeksen).

Saliniteit

In het gebied rondom de Molenplaat is de horizontale saliniteitsverdeling vrij homogeen (ca 25 ppt). In het Molenplaat model wordt daarom een uniforme dichtheidsverdeling verondersteld.

Numerieke en fysische parameters

Rekentijdstap:	0.25 min.
Bodemwrijving:	Manning coëfficiënt = 0.013, 0.022 en 0.045, zie paragraaf 5.3
Gravitatieconstante:	9.813 m/s^2
Viscositeitscoëfficiënt:	10 m^2/s
Waterdichtheid:	1017 kg/m^3
Luchtdichtheid:	1.205 kg/m^3

5.3 Calibratie en verificatie

5.3.1 Inleiding

Diverse calibratieruns zijn uitgevoerd voor de periode 23-6 t/m 25-6 (zie tabel 5.1). Gedurende deze periode was het (ongeveer) dood-tij, waren de snelheidsmetingen het meest volledig en was de windsnelheid zwak en constant van richting (ca 5 m/s, vanuit het noorden).
Ter verificatie is de periode 18-6 t/m 20-6 gekozen. Gedurende deze periode was de windsnelheid gemiddeld ca 6 m/s en vanuit westelijke richting.

5.3.2 Invloed van rekentijdstap

Als eerste zijn enkele test-runs gedraaid om de invloed van de grootte van de rekentijdstap te onderzoeken. Berekeningen van waterstanden en snelheden met tijdstappen van resp. 3 , 6 en 15 sec. gaven onderling geen zichtbare verschillen. Alle simulaties zijn daarom met een tijdstap van 15 sec. uitgevoerd.

5.3.3 Invloed van de ruwheidsparameter

De grootte van de ruwheidsparameter heeft een grote invloed op de weergave van de stroomsnelheden op de bij eb droogvallende delen van de Molenplaat. Tevens is een juiste keuze van de ruwheidslengte voor het corrigeren van de snelheidsmetingen naar dieptegemiddelde waarden (zie paragraaf 3.2.3) noodzakelijk om een correcte en eerlijke vergelijking tussen rekenresultaten en metingen te kunnen maken.
Het centrale deel van de Molenplaat is erg slibrijk (in ieder geval gedurende de meetperiode) en glad, terwijl de westelijke kop juist wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van zand en ribbels.
Bij het toetsen van de metingen in meetpunt 1 aan het aangenomen logaritmisch snelheidsprofiel (zie paragraaf 3.2.3) is k_s = 0.034 genomen, wat bij benadering overeen komt met een Manningscoëfficiënt n ter grootte van 0.022, zoals gebruikt in het Scaldis model. Meetpunt 1 ligt aan de Noordrand van de plaat, waar de bodem uit een combinatie van zand en slib bestaat en ook wat kleinere ribbels vertoont.
Op het centrale deel van de Molenplaat is de mediane korrelgrootte ca 290 micrometer. Bij vrijwel afwezigheid van duinen en ribbels wordt hier de bodemruwheid door de korrelgrootte bepaald. Een schatting voor de ruwheidsparameter k_s is: 3 * korrelgrootte = 0.00087 m (zie (van Rijn, 1990)). Dit komt bij benadering overeen met n = 0.013.
Aan de westelijke kop van de Molenplaat bevinden zich megaribbels die voornamelijk de bodemruwheid bepalen. Aannemende dat de megaribbels een gemiddelde lengte van 10 m en een hoogte van ca 1 m hebben geeft dit een schatting voor k_s van 0.706 m, wat bij benadering overeenkomt met een Manning coëfficiënt n van 0.045.

In overeenstemming met de modellering van de bodemruwheid in het Scaldis model is met het Molenplaatmodel een simulatie gedaan waarbij een constante Manning coëfficiënt ter grootte van 0.022 is gebruikt (runid m04). Dit gaf behoorlijk goede resultaten wat betreft de grootte van de snelheden in meetpunten 1, maar veel te lage snelheden in de hoger gelegen meetpunten op de plaat. Gezien bovenstaande uitleg m.b.t. de ruimtelijk variërende grootte van de ruwheidslengte k_s op de plaat liggen deze resultaten in de lijn

variërende grootte van de ruwheidslengte k_s op de plaat liggen deze resultaten in de lijn van de verwachtingen.
Na enkele testruns is uiteindelijk een simulatie gedaan (runid 12a) waarbij een ruimtelijk variërende Manningcoëfficiënt is gedefinieerd met de waarden: n = 0.013 op het centrale deel van de Plaat, n = 0.045 aan de westelijke kop (alleen in de x-richting, omdat de ribbels dwars op de stroomrichting liggen), en n = 0.022 op de overige delen van de plaat en in de rest van het model. De snelheidsmetingen zijn overeenkomstig gecorrigeerd naar dieptegemiddelde waarden: voor Meetpunten 1 en 2 is k_s = 0.034 m gebruikt, terwijl de overige metingen zijn gecorrigeerd met k_s = 0.00087 m. De resultaten zijn gepresenteerd in figuren 5.4a t/m 5.4c. Een beschrijving van deze figuren en run 12a wordt gegeven in paragraaf 5.4.1.

M.b.t. de bodemruwheid kan nog worden opgemerkt dat, afhankelijk van de bodemsamenstelling, de stroomsnelheden en de aanvoer van sediment, de bodemruwheid gedurende eb en vloed niet hetzelfde is. Als de ribbels en duinen aan de bodem a-symmetrisch van vorm zijn en zodanig stabiel dat de vorm niet veranderd o.i.v. veranderende getijomstandigheden (of slechts met een grote faseachterstand op het getij), dan kan het gebeuren dat bij eb de bodemruwheid groter is dan bij vloed.
Dit zou ook bij de Molenplaat het geval kunnen zijn, gezien de a-symmetrische ribbels die zich op de westelijke kop van de plaat bevinden. Het is echter momenteel niet mogelijk deze a-symmetrie in de modellering mee te nemen.

5.3.4 Invloed van de wind

Ondanks het feit dat de wind gedurende de calibratieperiode zwak was, is de invloed ervan op de rekenresultaten niet te verwaarlozen. Met name de snelheden in de meetpunten op de hoogst gelegen delen van de plaat (meetpunten 6 en 9) worden door de wind beïnvloed.
Daarom is er een simulatie gedaan (runid m14) met de ruimtelijke bodemruwheid gedefinieerd als in de vorige paragraaf, en een constante noorden wind ter grootte van 5 m/s, globaal in overeenstemming met de wind gedurende de meetperiode. De resultaten zijn gepresenteerd in figuren 5.5a - 5.5b. Een beschrijving van deze figuren en run m14 wordt gegeven in paragraaf 5.4.1.

5.3.5 Invloed van de bodemligging op de platen en in de geulen

Enkele testruns zijn uitgevoerd om de invloed van een bodemaanpassing op de plaat en in de ebgeul te onderzoeken. Dit met als doel de omkering van de u-component van de snelheid van oost naar west te bespoedigen (run m11: verdieping van de eb-geul waardoor de eb-stroom wordt vergroot, run m11; runs m09 en m10: ophoging van westpunt van de plaat, zodat de u-component wordt gedwongen eerder om te keren).
Met run m09 wordt het beoogde effect voor de u-component bereikt, maar verslechtert de v-component zodanig (qua grootte en vorm) dat de ophoging van dit deel van de Molenplaat geen substantiële verbeteringen van de modelweergave betekent. Met run m10 wordt het beoogde effect op de u-component in mindere mate bereikt en is de weergave van de v-component qua grootte en vorm toch nog slechter dan zonder de bodemaanpassing.
Uit de resultaten van run m11 blijkt dat met een verdieping van de eb-geul met 10% het beoogde effect niet bereikt wordt: de u-component wordt wel kleiner in oostelijke richting, maar keert niet eerder om.
Beide bodemaanpassingen zijn dus verder niet gebruikt voor de afregeling van het Molenplaat model.

5.3.6 Verificatieruns

Ter verificatie van de verkregen resultaten voor de calibratieperiode zijn twee simulaties uitgevoerd gedurende de periode 17-6 t/m 20-6. De eerste simulatie betreft er een zonder wind en een ruimtelijk variërende Manningcoëfficiënt (run m16), de tweede is gedefinieerd met een westen wind ter grootte van 6 m/s (run m15). De resultaten zij gepresenteerd in respectievelijk figuren 5.6a - 5.6c en 5.8a - 5.8b. Beide runs worden beschreven in paragraaf 5.4.2.

5.4 Modelvalidatie

5.4.1 Calibratieperiode

Run 12a: periode 23/6 - 25/6, geen wind
Waterstanden: de waterstanden op de plaat worden in meetpunten 6 en 9 met behoorlijke nauwkeurigheid, en vergelijkbaar met Scaldis run T07, weergegeven. Er is nauwelijks faseverschil tussen de berekende en gemeten waarden, en de berekende en gemeten amplitudes verschillen slechts enkele centimeters, zie tabel 5.2a en figuur 5.4c.
In station Hansweert zien we hetzelfde verschijnsel. Hier bedragen de grootste verschillen ca. 11 - 13 cm. Deze onnauwkeurigheid zit al in het Scaldis model en wordt doorgegeven via de randvoorwaarden (zie figuur 5.4c, eerste grafiek). De verschillen zijn echter acceptabel t.o.v. de getijamplitude: het model berekent een afwijking van minder dan 10%.
De waterstandsmetingen in meetpunten 6 en 9 verschillen onderling nauwelijks, door de geringe afstand tussen beide stations. De verhouding tussen de hoogwaters van meetpunt 6 en Hansweert bedraagt gedurende deze periode gemiddeld ca. 0.95 voor de metingen, tegen 0.99 voor de berekening (zie tabel 5.2b). Dit betekent dat ook het horizontale verloop van de waterstand binnen acceptabele nauwkeurigheid wordt gesimuleerd.

Snelheden: de grootte van de berekende snelheden in meetpunten 1, 3, 6 en 9 zijn behoorlijk goed, afgezien van de grootte van de eerste snelheidspiek tijdens opkomend en hoogwater (zie figuur 5.4a).
Deze piek in de grootte van de snelheid valt samen met een piek in de v-component van de snelheid in noordelijke richting, en een omkering van de u-component van Oost naar Zuid (zie figuur 5.4b). Deze omkering wordt door het model ca. 1 uur te laat berekend. Bovendien wordt de piek in de v-component iets te laag en ook iets te vroeg berekend.
Het verschil tussen de grootte van berekende en gemeten snelheden ligt in de orde van 10 - 15 cm/s, overeenkomstig de spreiding die ontstaan is bij de omzetting van de snelheden naar dieptegemiddelde waarden (zie paragraaf 3.2.3).

Uit de modelweergave van watertsanden en snelheden kunnen we concluderen dat het model acceptabel en bruikbaar is (binnen de genoemde nauwkeurigheidsmarges) voor het analyseren van voedsel- en sediment transporten op de Molenplaat.

Run m14: periode 23/6 - 25/6, wind 5 m/s, uit het noorden
Waterstanden: De opgelegde wind heeft geen zichtbare invloed op de waterstanden op de plaat. Tabellen 5.2a en b gelden dus ook voor deze run.

Snelheden: De wind beïnvloedt met name de grootte van de snelheden op de ondiepst gelegen meetpunten, meetpunten 6 en 9, maar ook de grootte van de eerste snelheidspiek bij hoogwater in de overige meetpunten (zie figuur 5.5a).

Door de noordenwind neemt de v-component van de snelheid af in noordelijke richting, en toe in oostelijke richting. Daarnaast beïnvloedt de wind de fasering: de u-component keert iets eerder van richting om, en de v-component bereikt iets later zijn maximum (zie figuur 5.5b). De resultaten van m14 t.o.v. 12a zijn niet duidelijk beter of slechter. De verschillen tussen beide runs liggen binnen de nauwkeurigheidsmarge. Gezien de invloed van de wind op de stroomsnelheden en stroomrichting en het effect van deze veranderingen op sedimentatie en erosie van voedsel en sediment, is het wel van belang dat de wind zo goed mogelijk in de berekeningen wordt meegenomen.

5.4.2 Verificatieperiode

Run m16: periode 17/6 - 20/6, geen wind

Waterstanden: de waterstanden op de plaat in meetpunten 6 en 9 en bij Hansweert worden minder goed weergegeven dan gedurende de calibratieperiode (zie tabel 5.3a). De modelrepresentatie van de waterstanden van run m16 en Scaldis run T09 zijn in deze punten gelijkwaardig (zie figuur 5.6c).
Opvallend in tabel 5.3a is dat in meetpunt 6 de berekende hoogwaters i.h.a. tussen de 10 en 20 cm te klein zijn, met een uitschieter van 32 cm. Bij Hansweert daarentegen worden de hoogwaters met een vergelijkbare nauwkeurigheid weergegeven als tijdens de calibratie periode, maar worden de laagwaters steeds te groot berekend. In relatie tot de getijamplitude zijn de berekeningen, afgezien van de uitschieters van 32 en 34 cm, binnen 10% nauwkeurig.
De berekende en gemeten verhoudingen tussen de hoogwaters in meetpunt 6 en Hansweert zijn weergegeven in tabel 5.3b. De gemiddelde verhouding ligt voor deze periode voor de metingen op ca. 1.03 tegen 0.99 voor de berekening. In het model worden dus dezelfde verhoudingen gevonden als gedurende de calibratieperiode. De metingen laten daarentegen gedurende de verificatieperiode op de Molenplaat hogere waterstanden zien dan bij Hansweert.
Omdat zowel de waterstanden in meetpunten 6 en 9 als ook de waterstanden bij de Zeekat hetzelfde verschijnsel vertonen (hogere waterstanden dan bij Hansweert) spelen hier mogelijk weersinvloeden een rol: een windopzet aan de rand die in de modelsimulatie niet is meegegeven, en die ook niet in de getijvoorspelling van Hansweert is meegenomen.

Snelheden: de representatie van de grootte van de snelheden is vergelijkbaar met run 12a. De snelheidspiek bij hoogwater wordt bij deze run iets beter weergegeven dan bij 12a (zie figuur 5.6a). Dit komt met name omdat de grootte van de v-component beter wordt berekend dan bij 12a, en ook de fasering van de u-component iets beter wordt gesimuleerd (zie figuur 5.6b).
Vectorvelden van de berekende snelheden zijn om het uur gepresenteerd in figuren 5.7a - 5.7j, voor het interessegebied rond en op de Molenplaat.

De modelresultaten gedurende de verificatieperiode bevestigen de conlusie van run 12a: met de huidig beschikbare metingen lijkt het model bruikbaar voor het berekenen van netto aanvoer van voedsel en sediment op de getijplaat.

Run m15: periode 17/6 - 20/6, westen wind, 6 m/s

Waterstanden: De opgelegde wind heeft geen zichtbare invloed op de waterstanden op de plaat. Tabel 5.3 geldt dus ook voor deze run.
In de simulatierun is geen rekening gehouden met een mogelijke windopzet aan de randen van het model (er waren geen metingen in de omgeving van de randen beschikbaar die hierover uitsluitsel konden geven).

Snelheden: Ook hier heeft de wind een forse invloed op de grootte van de snelheden. De westelijke richting maakt de u-component in oostelijke richting groter, en in westelijke richting kleiner. De v-component neemt wat toe in noordelijke richting. M.b.t. het verschil met run m16 gelden dezelfde opmerkingen als bij de bespreking van run 14 t.o.v. run 12a. De resultaten zijn gepresenteerd in figuren 5.8a en 5.8b.

6 Opmerkingen en conclusies hydrodynamica

- De meetinstrumenten die de snelheden hebben gemeten gedurende de meetcampagne in juni 1995 waren geplaatst op enkele centimeters boven de bodem. Door omzetting naar dieptegemiddelde snelheden is een onzekerheid van ca 10 cm/s geïntroduceerd.
- Het Scaldis model is gedraaid met getijrandvoorwaarden en een jaargemiddelde bovenafvoer van de Schelde van 1992. Het Scaldis model is gecalibreerd op een springtij in 1987, aangestuurd door een meetreeks van waterstanden aan de open zee rand, en gebruikmakend van een decade gemiddelde Schelde afvoer.
  Een herijking van het model voor de calibratie periode in juni 1995 met een representatieve Schelde afvoer, een aanpassing van de gehele bodemschematisatie voor 1995, en met een sturing door getijrandvoorwaarden is niet gedaan. Gezien de huidige afwijkingen in de representatie van de waterstanden t.o.v. de calibratieresultaten van RIKZ in (Dekker et al., 1994) is een herijking eigenlijk wel nodig.
- Gedurende de calibratie- en verificatieperiode worden de grootte en fasering van de snelheden door het Molenplaat model voldoende nauwkeurig berekend. Gedurende de calibratie periode worden de waterstanden zeer nauwkeurig berekend, zowel op de plaat als bij Hansweert. Ook de verhouding tussen de hoogwaters op de Molenplaat en bij Hansweert wordt acceptabel weergegeven.
  Gedurende de verificatieperiode zijn de simulaties van de waterstanden minder goed, maar afgezien van een uitzondering nog wel binnen de nauwkeurigheidsmarge van 10%. Er is een onzekerheid m.b.t. de berekende verhouding tussen de hoogwaters op de Molenplaat en bij Hansweert: mogelijk spelen windinvloeden een rol. Dit maakt het beoordelen van de modelweergave van de waterstanden gedurende de verificatieperiode moeilijk.
- De modellering van de bodemruwheid is erg belangrijk (de belangrijkste calibratieparameter) voor de grootte van de snelheid op ondiepe stukken van de plaat. Mogelijk speelt een getijafhankelijke bodemruwheid een rol. Deze afhankelijkheid kan echter niet in het model worden weergegeven.
- Een windsnelheid van 5 m/s is voldoende om de grootte en richting van de snelheden op de plaat belangrijk te wijzigen. In deze studie is alleen gerekend met een constante wind en zonder de invloed van een evt. windopzet aan de randen mee te nemen. In een volgende studie zou een onderzoek gedaan kunnen worden naar het effect van een windopzet en een tijdsafhankelijke wind.
- De lokale waterstanden en de verhouding tussen de hoogwaters worden op basis van de huidige beschikbare metingen acceptabel door het model gereproduceerd. Ook de grootte van de snelheden op de Molenplaat wordt binnen de (meet)nauwkeurigheidsmarge weergegeven. Hierdoor is het model bruikbaar voor eerste berekeningen van voedsel- en sedimenttransport, inclusief erosie en sedimentatie.
- Indien het Molenplaatmodel in een vervolg onderzoek gebruikt zal gaan worden is het gewenst dat er enkele stroom- en waterstandsmetingen in de buurt van de open randen beschikbaar komen, ter verificatie van de randvoorwaarden gegenereerd door het Scaldis model en de modelresultaten buiten de Molenplaat.

7 Transportmodellering

7.1 Uitgangspunten en modelinvoer

Voor de berekening van het transport van zwevende stof in en op de Molenplaat in de Westerschelde is gebruikt gemaakt van het DELWAQ model.
Het DELWAQ model berekent dynamisch in twee dimensies de verspreiding van zwevend materiaal in de Westerschelde in de waterfase en in de toplaag van het sediment. De concentratiepatronen worden berekend op basis van transportprocessen en stofspecifieke waterkwaliteitsprocessen zoals deze in de procesbiliotheek van DELWAQ zijn gedefinieerd (WL, 1995).
Met behulp van het in voorgaande hoofdstukken beschreven Molenplaat model is voor een gemiddelde windconditie een cyclische getijwaterbeweging op de Westerschelde berekend. Dit berekende stromingspatroon vormt de basis voor de berekening van het transport van opgeloste en gesuspendeerde stoffen.

De berekening van stofverspreiding is uitgevoerd door het modelgebied te verdelen in meer dan 19.000 gridcellen. Deze gridcellen hebben een bepaalde geometrie (bijvoorbeeld 50 m x 50 m) en representeren een gebied waarin de concentratiegradiënten verwaarloosd mogen worden (homogeen gemengd). Er wordt uitgegaan van volledige menging in de verticale richting. Deze aanname is gebaseerd op een aantal praktische overwegingen. In de eerste plaats geeft een 2-D benadering voor dit modelgebied een goede indicatie van de te verwachten grootte van de slib transport fluxen. Door de geringe diepte in het modelgebied levert een 3-D schematisatie relatief weinig extra informatie op met betrekking tot de grootte orde van de fluxen. De inspanning die gemoeid is met het 3-D schematiseren van de hydrodynamica en het daaraan gekoppelde slibtransport staat in deze orienterende fase van het onderzoek niet in de juiste verhouding tot de verwachte extra informatie.
Tussen de rekenelementen is het (advectieve en dispersieve) transport van water en van in water opgeloste en gesuspendeerde stoffen gedefinieerd.
Door uitwisseling met de bodem (sedimentatie/resuspensie) zal het transport van slib afwijken van dat van water en de daarin opgeloste stoffen.

Hieronder volgt een overzicht van de belangrijkste factoren en de manier waarop die bij de huidige opzet van de dynamische slibmodellering in beschouwing zijn genomen.

1. Slib wordt gemodelleerd als één fractie in de waterkolom (IM1) en één in de bodem (IM1S1).
2. Er wordt één bodemlaag in beschouwing genomen, die afhankelijk van sedimentatie/resuspensie processen een variabele dikte in de tijd heeft.
3. De toevoer van zwevend materiaal over de systeemranden van het model zijn gesteld op 50 mg-ds/l.
4. Er vind in het modelsysteem geen emissies van zwevend materiaal plaats.
5. De standaard procesbibliotheek van DELWAQ4 met de processen sedimentatie en resuspensie volgens Partheniades-Krone (WL, 1995c).

7.2 Formuleringen voor sedimentatie en resuspensie

Aangezien slibdeeltjes zwaarder zijn dan water, kan bezinking optreden. Of de deeltjes daadwerkelijk op de bodem terecht komen en daar blijven liggen, hangt af van de grootte van turbulente menging in het water. Resuspensie is het proces waarbij deeltjes van de bodemlaag worden losgemaakt en in de waterfase komen. Ten gevolge hiervan kan, door de door getij-beweging en golven opgewekte turbulenties, met name in ondiepe gebieden een lokale (tijdelijke) verhoging van zwevend materiaal ontstaan.
Voor de beschrijving van de sedimentatie en erosie van zwevende stof wordt gebruik gemaakt van de processen van sedimentatie en resuspensie van zwevend materiaal, in de procesbibliotheek van DELWAQ4 beschreven op basis van de vergelijkingen van Partheniades-Krone (Partheniades; Krone, 1962).

Centraal hierin staan de volgende formuleringen:

Bodemschuifspanning:

$$\tau = \tau_{golf} + \tau_{stroom}$$

$$\tau_{stroom} = (\rho_w \cdot g \cdot U^2) / C^2$$

waarin:

τ	= bodemschuifspanning	(Pa)
C	= Chezy	($m^{0.5}/s$)
g	= gravitatie	(m/s^2)
ρ_w	= dichtheid water	(kg/m^3)
U	= getijstroomsnelheid nabij bodem	(m/s)
τ_{golf}	= f (strijklengte, wind)	(Pa)

Sedimentatie:

$$w_s = w_{smax} \cdot \text{MAX}\,[(0{,}1 - \tau/\tau_{crsed})]$$

waarin:

w_s	= sedimentatiesnelheid van zwevend materiaal	(m/s)
w_{smax}	= maximale sedimentatiesnelheid	(m/s)
τ_{crsed}	= kritische schuifspanning voor sedimentatie	(Pa)

$$F_{sed} = w_s \cdot C$$

waarin:

F_{sed}	= sedimentatieflux	(g/m^2s)
C	= concentratie zwevende stof in water	(g/m^3)

Resuspensie:

$$F_{res} = E_0 \cdot \text{MAX}\,[(0, \tau/\tau_{crres} - 1)]$$

waarin:

F_{res}	= resuspensieflux	(g/m^2s)
E_0	= maximale resuspensieflux slib	(g/m^2s)
τ_{crres}	= kritische schuifspanning voor resuspensie	(Pa)

Getijgemiddelde resuspensie (E) en sedimentatie (S) fluxen:

$$E = \frac{1}{T} \cdot \int_0^T F_{res}(t)dt$$

$$S = \frac{1}{T} \cdot \int_0^T F_{sed}(t)dt$$

waarin :

T = getijperiode (12.5 h)

Gehanteerde procesparameter waarden

De volgende procesparameters zijn gekozen op basis van vergelijking van de berekende maximale bodem-schuifspanning en gemeten slibgehalten in de bodem (Postma 1984). De relatie tussen de bodem schuifspanning en de sedimentsamenstelling wordt gegeven in figuur 7.1. Bij lage maximale schuifspanning bestaat het sediment voor ca. 40 % uit slib en erg fijn zand (zie 8.2.2). Bij hogere waarden voor de maximale schuifspanning daalt dit tot onder de 10 %.

Tabel 7.1 Proces parameters voor sedimentatie en resuspensie

Kritische schuifspanning sedimentatie	0,1 Pa
Kritische schuifspanning resuspensie	1,0 Pa
Sedimentatie snelheid	8,46 $m.dag^{-1}$

7.3 Modelresultaten

Uit veldmetingen blijkt dat de benthische deposit en suspension feeders zich op specifieke plaatsen in het gebied bevinden. Mogelijk worden deze lokaties bepaald door het voedsel aanbod. Een mogelijke maat voor de beschikbare hoeveelheid voedsel kan de zwevend stof transport flux zijn. Voor deposit feeders is de neerwaartse flux (netto sedimentatie) van belang, voor suspension feeders de flux in de horizontale richting (advectieve flux).

Belangrijk voor het transport van slib is het optreden van sedimentatie en resuspensie. Of een van deze processen optreedt hangt af van de turbulente diffusie in het water. Een

maat hiervoor is de bodem schuifspanning. Deze waarde hangt onder meer af van de stroomsnelheid en de bodem-ruwheid. Sedimentatie treedt op als de bodemschuifspanning (tau) onder een bepaalde minimum waarde daalt (kritische schuifspanning voor sedimentatie). Resuspensie treedt op bij waarden hoger dan de kritische schuifspanning voor resuspensie. In figuur 7.2 wordt de geografische verdeling van de maximale bodem schuifspanning in het modelgebied weergegeven (een groot deel van de Westerschelde is te zien, de Molenplaat is aangegeven met zwarte contourlijnen). Dit betreft de maximale waarde die binnen een getijcyclus wordt bereikt. Zoals te verwachten is vinden we de gebieden waar geen resuspensie optreedt (tau < 1,0) bij de ondiepe gedeelten: de randen en de zandplaten. Op grond van vergelijking van de ruimtelijke verdeling van de maximale schuifspanning met veldmetingen van slib zijn de precieze waarden voor de kritische schuifspanning voor sedimentatie en resuspensie vastgesteld (zie tabel 7.1).

De hoeveelheid slib die sedimenteert hangt niet alleen af van de schuifspanning maar ook van de aanvoer en aanwezigheid van slib.
In de figuren 7.3 en 7.4 worden respectievelijk cumulatieve netto sedimentatie en advectie slib fluxen weergegeven. Figuur 7.3 toont de netto sedimentatie flux, cumulatief over 24 uur. De netto sedimentatie flux is mogelijk een maat voor de beschikbaarheid van voedsel voor benthische deposit feeders. De netto sedimentatie ligt in het grootste gedeelte van het model gebied tussen de 0,25 en 2,5 $kg.m^{-2}.dag^{-1}$. Waarden boven de 2,5 $kg.m^{-2}.dag^{-1}$ worden aangetroffen aan de kantwal en aan de randen van de zandplaten. Duidelijk herkenbaar zijn de stroomgeulen, waar door de relatief hoge stroomsnelheden de netto sedimentatie zeer gering is.

In figuur 7.4 zien we de cumulatieve advectie flux van slib, uitgedrukt in $ton.m^{-2}.dag^{-1}$. Let wel, deze waarde is uitgedrukt per m^2 bodem oppervlak. Het is dus een maat voor de hoeveelheid slib die in een etmaal over 1 m^2 bodem wordt getransporteerd. Deze waarde is vanzelfsprekend afhankelijk van de stroomsnelheid en de slib concentratie in het water. De advectie flux is een maat voor de voedselbeschikbaarheid voor benthische filtratie-feeders.
In figuur 7.4 is in de ruimtelijke verdeling duidelijk een relatie met de waterdiepte te herkennen. Door de 2 dimensionale schematisatie (aanname van volledige verticale menging) wordt de advectieflux over een bodemoppervlak groter met toenemende diepte. Vergeleken met de netto sedimentatieflux is de advectie flux drie orden groter (factor 1000).

8 Verspreiding van benthische filtreerders en deposit feeders

8.1 Inleiding

8.1.1 Grootschalige verspreiding van benthische filtreerders

Uit een overzicht van de literatuur over de biomassa van benthische filtreerders in verschillende estuariene systemen (Heip et al., in press) blijkt een merkwaardig goede relatie tussen de systeem-gemiddelde biomassa van de filtreerders, en de residentie-tijd van het water in de estuariene systemen. Deze relatie kan zeer goed verklaard worden met een eenvoudig model, dat aanneemt dat, *op de schaal van het systeem*, de produktiviteit van het pelagische systeem bepalend is voor de biomassa van het macrobenthos. Slechts in die estuaria waar de lokale produktie wordt verhoogd met import, zal de biomassa van het macrobenthos per eenheid volume van het estuarium een drempelwaarde overschrijden. Deze stelling wordt verder ondersteund door de relatie, beschreven door Smaal & van Stralen (1990) tussen primaire produktie in de waterkolom en secundaire produktie van de filtreerders in de Oosterschelde. Deze auteurs bestudeerden klimaatafhankelijke variatie in produktiecijfers tussen verschillende jaren. Blanton et al. (1987) toonden voor een elfjarige tijd serie in de Ria de Arosa een sterke correlatie aan tussen de jaarlijkse upwelling-index (upwelling bepaalt de primaire produktie in dit systeem) en de produktie van de mosselen in de Ria. De afhankelijkheid tussen stock van oesters en mosselen, en individuele groei, beschreven voor het bassin van Marennes-Oléron (bv. Héral, 1993) wijst eveneens in de richting van een systeem-brede bepaling van de biomassa door de produktiviteit van het pelagische systeem. Dit is, tenslotte, ook wat kan verwacht worden als de koppeling tussen primaire producenten en benthische filtreerders zo hecht is, als wordt gesuggereerd door ecosysteemmodellen (Herman & Scholten, 1990).

Samenvattend kan de hypothese gesteld worden dat, op de schaal van het gehele systeem, voedsel de bepalende factor is voor de biomassa van benthische filtreerders. 'Voedsel' is wellicht niet uitsluitend, maar toch in belangrijke mate bepaald door de concentratie fytoplankton in het water.

8.1.2 Kleinschalige verspreiding van benthische filtreerders

Als men kan aannemen dat de totale biomassa aan filtreerders in een estuarien systeem wordt bepaald door het voedsel, dan blijft het probleem om te verklaren waarom deze organismen op een kleinere schaal (binnen een platensysteem, en in beperkte mate ook tussen plaatsystemen met vergelijkbare positie in het estuarium) een zeer grote variabiliteit in dichtheid en biomassa vertonen. In dit project wordt de hypothese naar voren gebracht dat deze (kleinschalige) verspreiding in de eerste plaats wordt bepaald door hydrodynamische factoren. In tweede instantie kan ook de kwetsbaarheid voor predatoren een rol spelen. Opgemerkt dient te worden dat de rol van de sediment-samenstelling in de verspreiding van macrobenthos sterk gecorreleerd is aan de hydrodynamische factoren, door de grote onderlinge correlatie van stromingspatronen en sedimentsamenstelling.

Uit de ecofysiologische literatuur over benthische filtreerders blijkt dat de voedselopname, en afgeleid de groei, sterk bepaald wordt door de stroomsnelheid van het water. Typisch vertonen deze organismen een fysiologische optimumcurve als functie van

stroomsnelheid. Bij te lage stroomsnelheden is de verversing van voedsel in het water onvoldoende; bij te hoge stroomsnelheden treedt een vorm van stress op die eveneens de voedselopname hindert (Wildish et al., 1992; Wildish & Kristmanson, 1993). Deze laatste auteurs wijzen erop dat dieren in het veld maximale biomassa-waarden realiseren bij hogere snelheden dan het optimum dat wordt bepaald in laboratoriumproeven. Dit kan te wijten zijn aan de structuur van de benthische grenslaag, die door de dieren zelf wordt beinvloed (Musschenheim, 1987a; 1987b). Daarnaast is het echter ook belangrijk rekening te houden met de voedselcompetitie in dichte bedden van filtreerders. Lokale uitputting van de voedselconcentraties in het water dat deze bedden overstroomt is herhaaldelijk vastgesteld; dit fenomeen is ondersteund door theoretische modellen en experimenten in stroomgoten (Fréchette & Grant, 1991; Fréchette et al., 1989; Monismith et al., 1990). De voorspelling dat dieren aan de rand van een dicht bed sneller groeien dan de dieren in het centrum van het bed, is ook in het veld bevestigd (Newell, 1990; Musschenheim & Newell, 1992). Smaal et al. (1986) beschrijven een model dat voedseldepletie voorspelt als een functie van waterdiepte en stromingssnelheid.

Hydrodynamische factoren zijn niet alleen belangrijk voor hun invloed op de fysiologie van volwassen dieren. Beïnvloeding van de jonge stadia, en met name beïnvloeding van de mogelijkheid op een bepaalde plaats te settlen, kan bepalend zijn voor de overlevingskans van een populatie.

Naast hydrodynamische factoren speelt ook kwetsbaarheid voor predatie een mogelijke rol in de ruimtelijke verdeling van benthisch filtreerders (Meire, 1993; Seed, 1993). Predatiedruk is vooral afkomstig van vogels, krabben en vissen. Deze drie groepen predatoren hebben een sterk verschillende toegankelijkheid tot verschillende sub-habitaten.

Gezien de grote lokale variaties in hydrodynamische factoren en toegankelijkheid voor predatoren, typisch voor een getijdenplaat in een estuarium, kan men dus vooropstellen dat binnen een dergelijke plaat sommige lokaties veel gunstiger zijn voor benthische filtreerders dan andere. Concentratie van de biomassa op deze gunstige plaatsen kan worden verwacht. Anderzijds zal interferentie tussen de individuen op de gunstige plaatsen leiden tot een vermindering van groei en voedselopname, waardoor het relatief gunstiger kan zijn om sub-optimale habitaten op de plaat, met minder interferentiecompetitie te verkiezen.

8.1.3 Benthische deposit feeders

De problemen bij het verklaren van de dichtheidsvariaties bij benthische deposit feeders zijn anders dan bij filtreerders, voornamelijk omdat het voedsel van de eerste groep veel slechter gedefinieerd is. Andere studies worden uitgevoerd of zijn gepland om dieper in te gaan op de verspreiding en dynamiek van deposit feeders. Toch kan een studie van filtreerders ook relevant zijn voor de verspreiding van deposit feeders. Uit de analyse van een groot aantal monsters in de Westerschelde bleek een duidelijke correlatie tussen de biomassa-waarden van beide groepen. Het is mogelijk dat de transfer van organisch materiaal van het pelagisch systeem naar het benthos, veroorzaakt door het filtreren door filtreerders, ook van belang is voor de voedselvoorziening van deposit feeders. Een gedeeltelijke verklaring voor variabiliteit in biomassa van deposit feeders zou dus een zijdelings resultaat kunnen zijn van het huidige project.

8.1.4 Opzet van het onderzoek

Het huidige onderzoek heeft zich toegespitst op de relatie tussen hydrodynamica en ruimtelijke verspreiding van het macrobenthos op de schaal van een enkele plaat. Daarvoor werd de Molenplaat gekozen. Deze plaat van enkele km^2 ligt in de Westerschelde, ter hoogte van Hansweert (zie figuur 3.1a).
Op deze plaat werd het macrobenthos bemonsterd met een regelmatig, en vrij dicht grid (orde 100 m). De resultaten van de bemonstering werden vergeleken met de resultaten van de hydrodynamische- en transport modellering (beschreven in de voorgaande hoofdstukken). Daarbij werd vooral onderzocht of de ruimtelijke distributie van de suspensieeters, en meerdere soorten in de groep van depositie-eters, kon worden verklaard aan de hand van de ruimtelijke variatie in de hydrodynamische factoren.

8.2 Bemonstering

8.2.1 Macrobenthos

Het macrobenthos van de Molenplaat werd tweemaal bemonsterd: in de laatste week van maart 1995 en in de laatste week van juni 1985. Telkens werd in een periode van drie aaneengesloten dagen gemonsterd. De positie van de monsterplaatsen op de plaat wordt aangegeven in figuur 8.1a (bemonstering maart) en in figuur 8.1b (bemonstering juni). In maart werd het westelijke deel van de plaat niet bemonsterd, in juni werd een volledige bemonstering van de plaat gerealiseerd. Monsterplaatsen werden gelocaliseerd m.b.v. een draagbaar DGPS systeem, tot op ongeveer 5 m nauwkeurig. Op iedere monsterplaats werd een steekbuis van 0.01766 m^2 tot 30 cm diepte genomen. Het monster werd ter plaatse levend uitgezeefd op een 1 mm zeef. De gezeefde monsters werden op het eind van de dag in 4 % (eindconcentratie) gebufferde formaline gefixeerd. In het lab werden alle dieren uitgezocht en op soort gedetermineerd. Mollusken werden gemeten, en het asvrij drooggewicht van ieder individu berekend aan de hand van een lengte-drooggewicht relatie opgesteld per soort uit monsters van de Westerschelde. Alle andere dieren werden per soort en per locatie verzameld en gezamenlijk gedroogd, gewogen en verast. Per locatie en per soort is aldus het asvrijdrooggewicht bekend. De gegevens zijn opgeslagen in een Paradox data base bij het NIOO.

8.2.2 Sedimentsamenstelling

Op iedere locatie werd een monster genomen van de bovenste cm van het sediment. Na vriesdrogen werd de korrelgrootte-verdeling in deze monsters bepaald m.b.v. een Malvern particle sizer. Mediane korrelgrootte, gemiddelde korrelgrootte, sortering, skewness en kurtosis van de verdeling werden bepaald. Tevens beschikbaar zijn het % grof zand (260-560 um), fijn zand (112-260 um), zeer fijn zand (50-112 um) en slib (<50 um). Monsters van juni werden op het apparaat bepaald, maar de gegevens zijn door een storing in het apparaat nog niet beschikbaar.

8.2.3 Chlorofylgehalte in de bovenste sedimentlaag

Op iedere locatie werd in juni een monster genomen van de bovenste cm van het sediment m.b.v. een kleine steekbuis. Na vriesdroging werd dit monster geextraheerd in aceton, en het chlorofylgehalte bepaald met HPLC.

Aan de hand van literatuurgegevens werd iedere soort ondergebracht in een van de volgende voedingsgroepen:
- suspensie-eters (suspension feeders)
- diepe depositie-eters (deposit feeders)
- oppervlakkige depositie-eters (surface deposit feeders)
- omnivoren
- predatoren
- onbekend

De volledige lijst van soorten en hun voedingsgroepen wordt gegeven in de appendices A en B. bij dit rapport.

8.4 Resultaten

8.4.1 Korrelgrootte-verdeling / bemonstering maart

De gemiddelde korrelgrootte van de locaties bemonsterd in maart wordt weergegeven in figuur 8.2. Het gehalte slib wordt weergegeven in figuur 8.3. Het centrale gedeelte van de plaat wordt gekenmerkt door het fijnste sediment. In min of meer concentrische ringen daarrond wordt het sediment geleidelijk grover, met een afnemend percentage slib.

8.4.2 Chlorofylgehalte

De ruimtelijke verdeling van het chlorofylgehalte in het oppervlakkige sediment correleert slecht zeer gedeeltelijk met de korrelgrootte-verdeling in het sediment (figuur 8.4). Opvallend is dat een hoge concentratie chlorofyl wordt gevonden in de zandige sedimenten aan de noord-oost kant van de plaat. De factoren die verantwoordelijk zijn voor deze ruimtelijke verdeling worden momenteel nader onderzocht.

8.5 Analyse van de macrobenthosgegevens - voedingsgroepen

De ruimtelijke verdeling van de dominante voedingsgroepen (suspensie-eters en diepe depositie-eters) wordt weergegeven in contourgrafieken voor de bemonstering van maart (figuur 8.5) en juni (figuur 8.6). Er blijkt uit deze grafieken een goede overeenkomst tussen de resultaten van de twee bemonsteringen. Globaal kan men stellen dat het centrale gedeelte van de plaat wordt gedomineerd door suspensie-eters, en dat een ring rond deze vlek wordt gedomineerd door diepe depositie-eters. De samenstelling van de fauna in termen van voedingsgroepen is duidelijk gerelateerd aan de sedimentsamenstelling op de monsterplaatsen. Figuur 8.7 geeft voor klassen van sedimentsamenstelling (% slib, maar vergelijkbare patronen worden verkregen met gemiddelde korrelgrootte) de verdeling van de fauna over de verschillende voedingsgroepen.

Er is een goede ruimtelijke correlatie tussen het voorkomen van suspensie-eters en de resultaten van de hydrodynamische modelberekeningen. Met name de schuifspanningen op de bodem correleren uitstekend met het voorkomen van suspensie-eters (figuur 8.8a). Overduidelijk correleren de suspensie-eters uitstekend met **lage** schuifspanningen, en dus met lage stroomsnelheden. Dit is in scherpe tegenspraak met de oorspronkelijk geformuleerde hypothese, dat met name intermediaire stroomsnelheden een optimum zouden vormen voor de suspensie-etende gemeenschap.

Figuur 8.8b toont in superpositie de biomassa van de depositie-eters in juni, vergeleken

met de netto sedimentatie snelheden berekend uit het transport model. Over het algemeen correleren beide variabelen zwak tot niet. Bij de depositie-eters moet rekening worden gehouden met de verschillende soorten die tot die groep behoren, en die een zeer verschillende verspreiding kennen. Wat betreft de netto sedimentatie valt op, dat deze een patroon vertoont dat veel slechter correleert met de biologische gegevens dan de bodemschuifspanning (of de maximale watersnelheid). Een mogelijke verklaring kan zijn dat in de modelberekeningen slechts rekening wordt gehouden met een type gesuspendeerd materiaal, terwijl in het veld materiaal met verschillende samenstelling wellicht op verschillende plaatsen sedimenteert.

8.6 Analyse van de macrobenthosgegevens - gemeenschapsanalyse

Een goede samenvatting van de samenstelling van de macrobenthosgemeenschappen wordt gegeven door een TWINSPAN-analyse, gebaseerd op de biomassa-getallen per soort. Deze analyse is het meest volledig uitgevoerd voor de bemonstering van juni. Resultaten van maart komen sterk overeen met de resultaten in juni. Er worden 5 clusters onderscheiden in de TWINSPAN-analyse. Deze clusters zijn in een duidelijk patroon over de ruimte verdeeld (figuur 8.9), hebben een duidelijk verschillende verdeling van de verschillende voedingsgroepen, en hebben grote verschillen in gemiddelde biomassa (figuur 8.10). Een eerste cluster bevindt zich op het centrale gedeelte van de plaat. Deze cluster wordt gedomineerd door suspensie-eters (maar met een aanzienlijk aandeel van diepe depositie-eters), en heeft een hoge gemiddelde biomassa (35 g AFDW m^{-2}). Een tweede cluster bevindt zich concentrisch rond de eerste. De biomassa is lager (25 g AFDW m^{-2}), wordt gedomineerd door diepe depositie-eters, met daarnaast gelijke aandelen voor oppervlakkige depositie-eters en suspensie-eters. Cluster drie heeft lage biomassa's (3 g AFDW m^{-2}), en wordt gedomineerd door oppervlakkige depositie-eters. Cluster vier (13 g AFDW m^{-2}) bestaat vrijwel volledig uit diepe depositie-eters. Zeer arme stations worden gegroepeerd in cluster vijf (< 1 g AFDW m^{-2}). Deze worden gevonden op de zeer mobiele zanden op de zuid- en noordpunten van de plaat. Figuur 8.11 geeft het hiërarchische clusterdiagram, met de indicatorsoorten van de verschillende onderverdelingen.

8.7 Analyse van macrobenthosgegevens - dominante soorten

De dominante soorten (in termen van biomassa) in de juni-bemonstering op de Molenplaat waren: *Arenicola marina, Heteromastus filiformis, Cerastoderma edule, Mya arenaria, Nereis diversicolor* en *Nereis succinea.* Voor deze individuele soorten zijn verspreidingskaartjes opgenomen (figuren 8.12 tot 8.17). Uit deze kaartjes blijken enkele relevante patronen.

De diepe depositie-eters (althans volgens onze classificatie) *Arenicola marina* en *Heteromastus filiformis* hebben een zeer verschillende ruimtelijke verdeling. Deze verschillen zijn verantwoordelijk voor het onduidelijke beeld dat ontstaat wanneer de ruimtelijke verdeling van de totale groep van diepe depositie-eters wordt bestudeerd. *H. filiformis* is sterk gecorreleerd met de suspensie-eters, en heeft een verspreiding op het centrale, meest slibbige gedeelte van de plaat. *A. marina* is verdeeld in een zone die concentrisch rond dit centrale gedeelte is gesitueerd. Uit de vergelijking van de ruimtelijke verdeling van deze soort met de bodemschuifspanningen zoals ze door het model worden berekend, kan worden geconcludeerd dat *A. marina* beperkt is tot de zone waarin de schuifspanning grofweg tussen 1 en 2 Pa ligt. De enige afwijking van deze regel

wordt gevonden in een locatie langs de zuidrand van de plaat, waar de berekende schuifspanning lager is. Het dient te worden opgemerkt dat precies op deze plaats de suspensie-eters ook minder abundant zijn dan uit de schuifspanning kan worden verwacht.

Nereis succinea correleert ruimtelijk goed met *Heteromastus filiformis*, met suspensie-eters, met slibgehalte van de bodem en met lage schuifspanningen. De congenerische soort *N. diversicolor* heeft een heel andere verspreiding. Pieken van deze soort liggen ruimtelijk precies in het midden tussen pieken van *Arenicola marina* (die op zandiger plaatsen met wat hogere schuifspanningen te vinden is) en van *Heteromastus filiformis*, *N. succinea* en andere gecorreleerde soorten (die in het meer slibbige sediment zijn te vinden).
Binnen de dominante suspensie-eters is de afwisselende verdeling tussen *Cerastoderma edule* en *Mya arenaria* opvallend. In de zone waarin suspensie-eters dominant zijn wordt de zuidelijke helft gedomineerd door *C. edule*, terwijl *M. arenaria* vooral in het meer noordelijke gedeelte van deze zone dominant is. *C. edule* lijkt beperkt tot de meest slibrijke zone op de plaat, terwijl *M. arenaria* in iets meer zanderige sedimenten voorkomt.

8.8 Discussie

Op een algemeen niveau, tonen de resultaten van deze studie een duidelijk verband aan tussen de verspreiding van de macrobenthische soorten enerzijds, en de fysische factoren in de omgeving anderzijds. De samenstelling van het sediment is een duidelijke weerspiegeling van deze fysische factoren. Uit de resultaten van het hydrodynamische model correleert vooral maximale schuifspanning aan de bodem tijdens de getijcyclus goed met de sedimentsamenstelling en met de samenstelling van de bodemfauna.

In onze hypothese gingen wij ervan uit dat er een optimum zou moeten bestaan in stroomsnelheid, waar het voorkomen van suspensie-eters wordt gemaximaliseerd. Wij veronderstelden dat bij hogere stroomsnelheden fysiologische stress zou optreden, terwijl bij lagere stroomsnelheden depletie van het voedsel vlak bij de bodem een beperking aan de biomassa zou opleggen. De gevonden relatie tussen stroomsnelheden (feitelijk: maximale schuifspanningen) en biomassa van suspensie-eters toont aan dat er op de Molenplaat geen locaties kunnen worden gevonden waar de stroomsnelheid te traag is voor optimale ontwikkeling van de suspensie-eters. De vorm van de relatie tussen stroomsnelheid en biomassa van suspensie-eters is geen optimum-curve, maar een monotoon dalende curve: hoe lager de stroomsnelheden, hoe hoger de biomassa. Het veronderstelde effect van voedseldepletie bij lage stroomsnelheden is afwezig, of niet sterk genoeg om een vermindering van de biomassa te veroorzaken. Wellicht neemt bij lage stroomsnelheden een ander fenomeen de overhand, dat bij het opstellen van de hypothese werd verwaarloosd: het uitzakken van het gesuspendeerd materiaal bij lage stroomsnelheid. Valsnelheden van gesuspendeerd materiaal in estuaria zijn relatief hoog, orde 0.1-1 mm/s. Bij dergelijke valsnelheden, en een verticale dispersiecoefficient die afhangt van de horizontale snelheid van het water, verwacht men een sterke verticale concentratiegradient in het water als de stroomsnelheid laag wordt. Verhagen (1986) rapporteert geobserveede verticale gradienten (orde 25 % en meer) in ondiepe waterkolommen in de Oosterschelde, en verklaart deze aan de hand van valsnelheden van 0.5 mm/s en verticale dispersiecoefficienten geschat uit literatuur. De sterkte van de concentratiegradient is omgekeerd evenredig met de horizontale stroomsnelheid. Zeer sterke uitzakking van het gesuspendeerde materiaal wordt bereikt bij snelheden onder 10-20 cm/s. Dit leidt tot verhoogde concentraties van gesuspendeerd materiaal dicht bij de bodem, wellicht een gunstige situatie voor filtrerende organismen. Het hele fenomeen is

ongeveer lineair afhankelijk van de valsnelheid. Als water wordt aangevoerd over een plaat, waarbij de snelheden progressief verminderen, kan dus worden verwacht dat grovere partikels eerst worden verloren, en dat een aanrijking van de fijnere partikels (met wellicht de hoogste voedingswaarde) in de onderste waterlagen zich zal voordoen in de gebieden met de traagste stromingssnelheden.

Onder steady state zou de situatie geobserveerd op de Molenplaat aanleiding kunnen geven tot locale uitputting van het voedsel. In een dergelijke steady-state situatie, waarin een waterhoogte van 1 m wordt aangenomen, een stroomsnelheid van 10 cm s^{-1}, een biomassa van 30 g AFDW m^{-2}, een filtratiesnelheid van 2 l (g AFDW)$^{-1}$ h^{-1}, een horizontale lengte van het bed van 1 km, wordt ongeveer een zesde van het water gefilterd tijdens het langsstromen over het bed, wat in ongeveer drie uur kan plaatsvinden. Als een dergelijke situatie zou worden geextrapoleerd over een afstand van meerdere kilometers (en dus een tijdsschaal van orde 10 uur) zou depletie van het voedsel erg waarschijnlijk worden, zeker wanneer door uitzakking het gesuspendeerde materiaal zich sterk zou aanrijken in de onderste waterlagen. Op een plaat in de getijdenzone wordt dit echter vermeden, omdat de overspoeling van de plaat slechts enkele uren duurt, waarna het water weer wordt vermengd. Toch kan worden opgemerkt dat de geobserveerde biomassa op de plaat zich op een soort grens bevindt: ernstige voedseldepletie zou zeer waarschijnlijk worden wanneer de biomassa enkele malen groter zou zijn.

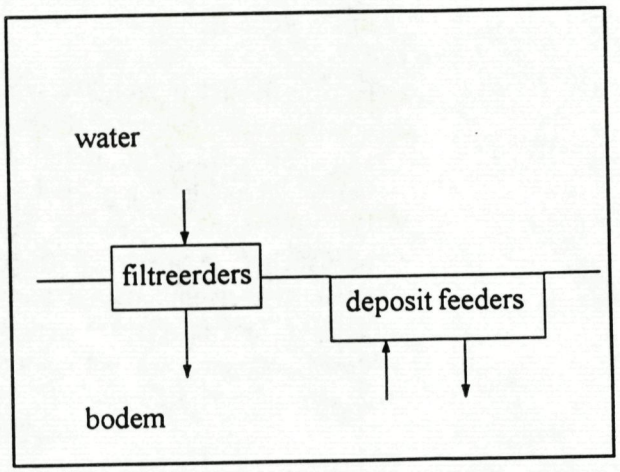
Het bleek niet mogelijk te zijn in de huidige studie om de geobserveerde verdeling van het macrobenthos te verklaren aan de hand van een eenvoudig model, waarin de groei van het macrobenthos afhangt van de diepte-gemiddelde voedselconcentratie. Een verfijnder modellering, met inachtneming van de derde dimensie, lijkt hiervoor noodzakelijk te zijn. Het model zal de evolutie in tijd en ruimte van verschillende klassen gesuspendeerd materiaal (met verschillende valsnelheid, verschillende kritische erosiesnelheid, verschillende voedingswaarde) moeten beschrijven. Dit kan tot relatief ingewikkeld en langdurig rekenwerk leiden. Gezien de systematische trends in de gegevens van de Molenplaat, valt het echter te verwachten dat een dergelijk model uitstekend in staat zou moeten zijn de gegevens te verklaren.

9 Biomassa modellering

De transport formuleringen zijn uitgebreid met biomassa formuleringen voor zowel filtreerders als deposit feeders. De hypothese is dat de ruimtelijke verspreiding van macrobenthos ontleent kan worden aan de ruimtelijke verspreiding van slib (waarvan de organische fractie voedsel is voor het benthos).

9.1 Modelopzet

Per gridcel (zie 7.1) is de groei van de biomassa van beide groepen benthos berekend. Dit levert de ruimtelijke verspreiding van de groei van filtreerders en deposit feeders. Omdat de nadruk in het onderzoek ligt op de ruimtelijke verspreiding van de groei en niet op de absolute groei, zijn de benthos groei formuleringen eenvoudig van opzet. Alleen de belangrijkste processen met betrekking tot de voedselopname en de omzetting van voedsel in biomassa zijn opgenomen. De veranderingen in biomassa van filtreerders en deposit feeders en de veranderingen van de voedselconcentratie in het water en in de bodem zijn weergegeven in onderstaand schema.



De filtreerders filteren het slib uit het water. Al de droge stof die niet wordt omgezet in biomassa komt in de bodem terecht. Voor de deposit feeders geldt hetzelfde, zij het dat zij hun voedsel opnemen uit de bodem. Het verlies aan biomassa door respiratie (standaard en routine) komt niet in de bodem en is verder niet in de formuleringen opgenomen.

De populaties worden niet opgedeeld in leeftijdsklassen en er wordt geen rekening gehouden met mortaliteit, reproduktie, immigratie en migratie. De processen zijn onafhankelijk van de temperatuur en de beschikbaarheid van zuurstof. Voor coëfficiënten die afhankelijk zijn van de temperatuur is steeds de waarde bij een 'zomer' temperatuur gekozen (temperatuur > 8°C). De assimilatie efficiëntie is onafhankelijk van de hoeveelheid opgenomen voedsel.

De formuleringen voor de voedselopname en de omzetting in biomassa zijn verschillend voor filtreerders en deposit feeders, de respiratie berekeningen zijn voor beide hetzelfde.

De algemene formulering voor zowel filtreerders als deposit feeders is als volgt:

Dbiomassa/dt = 'groei' - (routine respiratie + standaard respiratie)

DW/dt = RIA - (RR + SR)

Bij het model voor de filtreerders (in formuleringen suspension feeders genoemd) is gebruik gemaakt van het model van Verhagen 1976, voor dat van de deposit feeders Baretta 1988.

9.2 Formuleringen

Initiële situatie:
De gekozen formuleringen zijn gebaseerd op de groei van een individu. In de initiële situatie bevinden zich in elke gridcel $INIT_{sf}$ individuen/m^2 suspension feeder en $INIT_{df}$ individuen/m^2 deposit feeder. Het individuele 'standaard' gewicht van een suspension feeder is 1 gram, dat van een deposit feeder is 0.1 gram. De groei van benthos wordt uitgedrukt in het aantal individuen van het standaard gewicht per m^2. Na een tijdstap wordt de berekende groei per individu omgerekend in groei in aantal individuen van het standaard gewicht.

Groei Filtreerders:
De formuleringen van de processen zijn uit Verhagen 1976. Hierin wordt een model beschreven van de populatie dynamica van de mossel *Mytilus edulis*. De mossel is als voorbeeld gebruikt voor formuleringen van filtreerders. De formuleringen zij gebaseerd op de groei van een individu.

De totale droge stof gefilterd per dag (DMFPD) is een functie van concentratie van deeltjes in het water (FA_{sf}) en de filtreersnelheid (FR_{sf}). De filtreersnelheid is een functie van het droog gewicht van een individuele filtreerder (DW_{sf}). Wanneer de concentratie van slib in het water hoger is dan een drempel (RECJOF), wordt een deel van het gefiltreerde materiaal verwijderd als pseudofaeces. Bij concentraties onder RECJOF is de voedselopname snelheid (INR) één. Bij concentraties boven RECJOF is INR, REJCOF/-FA_{sf} d.w.z. kleiner dan één. RECJOF is afhankelijk van droge stof gewicht van een filtreerder(WMG). De hoeveelheid droge stof die wordt opgenomen, is maar voor een deel (PPNOM) organisch materiaal. Een deel van het opgenomen voedsel ($FOODUP_{sf}$) wordt omgezet in biomassa filtreerder (RIA_{sf}) met assimilatie efficiëntie $ASEF_{sf}$.

$$DMFPD = FA_{sf} * FR_{sf}$$

$$FR_{sf} = \frac{1.25 * DW_{sf}^{0.80}}{1 + (DWSF/5)^{0.30}}$$

$$INR = MIN(1, REJCOF/FA)$$

$$REJCOF = 5.4 * WMG^{0.20}$$

$$FOODUP_{sf} = PPNOM * DMFPD * INR$$

$$RIA_{sf} = ASEF_{sf} * FOODUP_{sf}$$

Groei Deposit feeders:
De deposit feeders zijn een erg heterogene groep. Er is toch gepoogd een formuleringen te vinden voor 'de' deposit feeder. Hier zijn de formuleringen gebruikt uit Baretta 1988.

De totale droge stof opgenomen per dag ($FOODUP_{df}$) is een functie van concentratie van organische deeltjes in de bodem (FA_{df}*PPNOM) en de voedselopnamesnelheid (FR_{df}). De voedselopname snelheid wordt per mg deposit feeder gegeven en moet dus nog vermenigvuldigt worden met het droge stof gewicht van de deposit feeder. Een deel van het opgenomen voedsel wordt omgezet is biomassa (RIA_{df}) met een efficiëntie $ASEF_{df}$.

$$FOODUP_{df} = FA_{df} * PPNOM * (FR_{df} * DW_{df})$$

$$RIA_{df} = ASEF_{df} * FOODUP_{df}$$

Respiratie filtreerders en deposit feeders

Om de formuleringen zo simpel mogelijk te houden is de respiratie voor deposit feeders gelijk genomen aan die van filtreerders (Verhagen 1976).

De standaard respiratie (SR) en routine respiratie (RR) worden berekend door de standaardsnelheid van zuurstof consumptie om te rekenen naar een equivalent in droge stof gewicht per dag. RR is afhankelijk van de hoeveelheid droge stof die opgenomen is die dag (RRATS). Voor RRATS geeft Verhagen een tabel. De waarden van RRATS zijn verschillend in zomer en winter en van afhankelijk DMFPD (zie ook Bayne 1976). Deze 'relatie' zou ook beschreven kunnen worden met:

$$RRATS = MIN(0.04, DMFPD * 0.003)$$

$$RR = 0.96 * RRATS * DW^{0.70}$$

$$SR = 0.96 * 0.041 * DW^{0.70}$$

Concentratie van het slib

De concentratie van het slib in het water en op de bodem verandert als gevolg van sedimentatie en resuspensie en door de opname en afgifte van het organisch materiaal door de suspension feeders en deposit feeders. De veranderingen in de concentratie slib t.g.v. deze laatste processen zijn als volgt gemodelleerd:

De deposit feeders nemen voedsel op van de bodem ($FOODUP_{df}$). Het deel van het gefilterde slib wat niet wordt omgezet in groei (voor beide groepen benthos) komt ook op de bodem terecht.

$$dslib_{bodem}/dt = (FR_{sf} * FA_{sf} * (1 - INR * ASEF_{sf} * PPNOM)) - FOODUP_{df}$$

De produkten van onderhouds- (SR) en groeirespiratie (RR) komen in water, maar die worden verder niet meegenomen in de formuleringen. Suspension feeders filteren slib uit het water:

$$dslib_{water}/dt = - FA_{sf} * FR_{sf}$$

Uitleg van symbolen en eenheden:

DW_{sf}	mg	droog gewicht individu suspension feeder	1000
DW_{df}	mg	droog gewicht individu deposit feeder	100
NINIT	$1/m^2$	initieel aantal individuen	200
RIA	mg/dag	opnamesnelheid omgezette droge stof	
SR	mg/dag	zuurstof consumptie snelheid als gevolg van standaard respiratie omgezet in een equivalent droge stof gewicht	
RR	mg/dag	zuurstof consumptie snelheid als gevolg van routine respiratie omgezet in een equivalent droge stof gewicht	
DMFPD	mg/dag	hoeveelheid droge stof gefilterd per dag	
$ASEF_{sf}$	[-]	assimilatie efficiëntie suspension feeder	0.68
FR_{sf}	l/dag	filtreersnelheid suspension feeder	
FA_{sf}	mg/l	concentratie van slibdeeltjes in water	
$ASEF_{df}$	[-]	assimilatie efficiëntie deposit feeder	0.75

FR_{df}	$(mg\ m^{-2})^{-1}\ d^{-1}$	voedselopname snelheid	
FA_{df}	mgm^2/cm	concentratie slibdeeltjes in de bodem	
FOODUP	mg/dag	voedselopname per dag	
INR	[-]	voedselopname snelheid	
PPNOM	[-]	fractie organisch materiaal in slib	0.40
REJCOF	mg/l	drempelwaarde concentratie	
WMG	g	droge stof gewicht	

9.3 Modelresultaten

In de figuren 9.1 en 9.2 worden respectievelijk de ruimtelijke verspreiding van het aantal individuen per m^2 filtreerder (mossel) en deposit feeders (worm) weergegeven na 24 uur (een groot deel van de Westerschelde is te zien, de Molenplaat is aangegeven met zwarte contourlijnen). Voor benthische filtreerders werd als maat voor het voedselaanbod de cumulatieve advectie flux van slib (g/m^2dag) gekozen. Het gaat hierbij om de totale hoeveelheid gesuspendeerd slib dat in een dag over een bodemoppervlak van één m^2 stroomt. De netto sedimentatie flux in g/m^2 cumulatief over een dag, is als maat voor het voedselaanbod voor deposit feeders genomen.

Filtreerders:
Het valt op dat de groei klein is op de Molenplaat en groot in de diepe geulen. Aan de randen van de plaat is de groei groter dan op het midden van de plaat. De ruimtelijke verspreiding van filtreerders (figuur 9.1) komt dan ook sterk overeen met de ruimtelijke verspreiding van het aangeboden voedsel (figuur 7.4) (correlatie coëfficiënt 0.85 voor de punten op de molenplaat).
Het voedselaanbod op een plaats wordt sterk bepaald door de tijd dat deze plaats onder water staat. De relatie van de groei met de diepte is duidelijk te herkennen. De hoger gelegen delen van de Molenplaat (met een geringe maximale diepte) staan langer droog dan de randen waardoor de biomassa toename van filtreerders daar kleiner is.

Deposit feeders:
De filtreerders filteren slib, alles wat niet wordt omgezet in biomassa komt in de bodem terecht. De ruimtelijke verspreiding van filtreerders beïnvloed dus ook de ruimtelijke verspreiding van deposit feeders. Omdat de ruimtelijke verspreiding van filtreerders niet overeenkomt met de veldwaarnemingen is de groei van de deposit feeders berekend in een situatie waar geen filtreerders aanwezig waren.
Echter voor de deposit feeders geldt hetzelfde als voor de filtreerders: de groei is sterk gecorreleerd met het gemodelleerde voedselaanbod (zie figuur 7.3)(correlatie coëfficiënt 0.78 voor de waarnemingspunten op de Molenplaat). Bij de deposit feeders is de groei het grootst aan de randen van de plaat en de kantwal waar de netto sedimentatie hoog zijn.

9.4 Discussie

De veldgegevens laten een totaal ander beeld zien dan de modelresultaten. Het blijkt dat de deposit feeders en filtreerders zich juist op het midden van de plaat bevinden en niet aan de randen zoals het model voorspelt. De stroomsnelheid blijkt een betere voorspeller voor de ruimtelijke verspreiding van benthos dan de voedselbeschikbaarheid (zie 8.5).

Het is niet mogelijk met de beschreven simpele groei formuleringen en deze aannames op grond van het gemodelleerde voedselaanbod de ruimtelijke verspreiding van het macro-

benthos te voorspellen. Om de ruimtelijke verspreiding van benthos te kunnen voorspellen zou de relatie tussen stroomsnelheid en voedselaanbod beter onderzocht moeten worden. Het voedselaanbod zou gedetailleerd gemodelleerd kunnen worden door bijv. rekening houden met verschillende valsnelheden van verschillende vormen voedsel, verschil in concentratie door toenemende uitzakking enz. Verder onderzoek zou antwoord kunnen geven op de vraag welke factoren de ruimtelijke verspreiding van benthos bepalen op plaatsen met geringe stroomsnelheid (zoals bijvoorbeeld predatie). Eventueel zou het model uitgebreid moeten worden met een 'kritische stroomsnelheid'. Op plaatsen waar de stroomsnelheid boven deze waarde uitkomt kunnen zich geen filtreerders en deposit feeders vestigen.

Referenties

Baretta J. and Ruardij P., 1988. Tidal Flat Estuaries, Simulation of the Ems Estuary Ecological studies, Vol. 71.

Bayne B.L., 1976. Marine mussels their ecology and physiology. Cambridge University Press, Cambridge.

Blanton JO, Tenore KR, Castillejo F, Atkinson LP, Schwing FB, Lavin A (1987) The relationship of upwelling to mussel production in the rias on the western coast of Spain. J mar Res 45:497-511

Bollenbakker G.P., 1994. Invloed van bovenafvoer Schelde op de waterstanden op de Zeeschelde. Concept werkdocument RIKZ/ABD-94.???x, Rijkswaterstaat RIKZ Middelburg

DELFT HYDRAULICS 1995. Delwaq Technical Reference Manual Version 4.0

Dekker L. et al., 1994. Het Schelde estuarium: calibratie en verificatie Scaldis100. Werkdocument RIKZ/AB-94.839x, Rijkswaterstaat RIKZ Middelburg.

Dekker L., 1993. Scaldis: modeloriëntatie, randvoorwaarden, beginvoorwaarden en metingen, Rijkswaterstaat, RIKZ Middelburg.

Fréchette M, Grant J (1991) An in situ estimation of the effect of wind-driven resuspension on the growth of the mussel *Mytilus edulis*. J exp mar Biol Ecol 148:201-213

Fréchette M, Butman CA, Geyer WR (1989) The importance of boundary-layer flows in supplying phytoplankton to the benthic suspension feeder, *Mytilus edulis* L. Limnol Oceanogr 34:19-36

Heip C, Goosen N, Herman PMJ, Kromkamp JC, Middelburg J, Soetaert K (in prep.) Production and consumption of biological particles in temperate macrotidal estuaries. Ocean mar Biol Ann Rev.

Herman PMJ (1993) A set of models to investigate the role of benthic suspension feeders in estuarine ecosystems. In: Dame RF (ed) Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes, NATO ASI Series. Series G: Ecological sciences edn, vol 33. Springer, Berlin

Herman PMJ, Scholten H (1990) Can suspensio-feeders stabilise estuarine ecosystems? In: Barnes M, Gibson RN (eds) Trophic relationships in the marine environment. Aberdeen University Press, Aberdeen

Krone R.B., 1962. Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes, Final report, University of California, Hydraulic Engineering and Sanitary Engineering Laboratory, Berkeley, California, USA.

Meire P (1993) The impact of bird predation on marine and estuarine bivalve populations: a selective review of patterns and underlying causes. In: Dame RF (ed) Bivalve filter feeders in estuarine and coastel ecosystem processes, NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences edn, vol 33. Springer, Berlin

Monismith SG, Koseff JR, Thompson JK, O'Riordan CA, Nepf HM (1990) A study of model bivalve siphonal currents. Limnol Oceanogr 35:680-696

Muschenheim DK (1987a) The dynamics of near-bed seston flux and suspension-feeding benthos. J mar Res 45:473-496

Muschenheim DK (1987b) The role of hydrodynamic sorting of seston in the nutrition of a benthic suspension feeder, Spio setosa (Polychaeta: Spionidae). Biological Oceanography 4:265-288

Muschenheim DK, Newell CR (1992) Utilization of seston flux over a mussel bed. Mar Ecol Prog Ser 85:131-136

Newell CR (1990) The effects of mussel (*Mytilus edulis* Linnaeus 1758) position in seeded bootm patches on growth at subtidal lease sites in Maine. J Shellfish Res 9:113-118

Partheniades E., 1962. A study of erosion and deposition of cohesive soils in salt water. PhD dissertation, University of California, USA

Postma L. 1984. A two dimensional water quality model application for Hong Kong coastal waters. Presented at the Symposium: Integration of Ecological Aspects in Coastal Engineering Projects, Rotterdam, 6-10 June 1983. Water Science and Technology, 16.

van Rijn L., 1990. Principles of sedimenttransport in rivers, estuaries and coastal seas

Ruitenbeek M., 1995. Het opzetten en testen van een gedetailleerd stromingsmodel voor de Molenplaat. Stageverslag, Waterloopkundiglaboratorium.

Seed R (1993) Invertebrate predators and their role in structuring coastal and estuarine populations of filter feeding bivalves. In: Dame RF (ed) Bivalve filter feeders in estuarine and coastel ecosystem processes, NATO ASI Series. Series G: Ecological Sciences edn, vol 33. Springer, Berlin

Smaal AC, Verhagen JHG, Coosen J, Haas HA (1986). Interaction between seston quantity and quality and benthic suspension feeders in the Oosterschelde, The Netherlands. Ophelia 26: 385-399.

Smaal AC, van Stralen MR (1990) Average annual growth and condition of mussels as a function of food source. Hydrobiol 195:179-188

Soetaert K, Herman PMJ (in press) Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). Hydrobiol

Verhagen J.H.G., 1982. A distribution and population model of the mussel *Mytilus Edulis* in Lake Grevelingen. Waterloopkundig Laboratorium no. 279.

Wildish DJ, Kristmanson DD (1993) Hydrodynamic control of bivalve filter feeders: a conceptual view. In: Dame RF (ed) Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes, NATO ASI Series. Series G: Ecological sciences edn, vol 33. Springer, Berlin

Wildish DJ, Kristmanson DD, Saulnier AM (1992) Interactive effect of velocity and seston concentration on giant scallop feeding inhibition. J exp mar Biol Ecol 155:161-168

Tabellen

Schema meetpunten en apparatuur						
meetpunt	datalogger	lokatie	snelheidsmeter	water-standsmeter	x-coördinaat	y-coördinaat
MP1	Zeekat	laagwater lijn	4 x OTT	-	55363.60	384785.44
MP2	5	plaatrand	MMB	-	55369.96	384755.64
MP3	5	plaatrand	NSW-MD	(drukdoos)	55370.87	384742.64
MP4	5	plaatrand	NSW-VL	-	55370.61	384729.66
MP5	5	plaatrand	COLNBOOK	-	55371.59	384720.37
MP6	6	plaat	OTT	drukdoos	55386.16	384575.27
MP7	6	plaat	OTT	-	55399.04	384465.73
MP8	9	plaat	OTT	-	55406.75	384385.83
MP9	9	hoogste punt	OTT	drukdoos	55418.43	384272.46

Tabel 3.1: Schema van meetpunten en apparatuur voor de meetperiode in Juni 1995

M01 M02 M03	Runs met variërende tijdstap
M04	Uniforme Manning Coëfficiënt
M05	Produktierun voor transportmodel (test)
M06	ruimtelijk variërende Chezycoëfficiënt (gevoeligheidsonderzoek)
M07	Minimale waterstand bij droogval: 1 cm i.p.v. 15 cm
M08	Als M04 met Manning n = 0.022 en op de platen n = 0.013
M09	Als M04; hoogste deel van de plaat (ZW kant) 1 m ondieper: t.b.v. vergroten v-component van de snelheid
M10	Als M04; hoogste deel van de plaat (ZW kant) 0.5 m ondieper: t.b.v. vergroten v-component van de snelheid (minder sterk dan M10)
M11	Als M04; Verdiepen eb-geul met 10% t.b.v. vergroten eb-stroom
12A	Als M04 en M07 met variabele Manning coëfficiënt (uiteindelijke calibratierun)
M13	Als M08 voor verificatieperiode
M14	Als 12A met noordenwind, 5 m/s
M15	Als 12A voor verificatieperiode en westenwind, 6 m/s
M16	Als 12A voor verificatieperiode

Tabel 5.1 Overzicht calibratie- en verificatieruns

hoogwater gemeten in Juni '95, locatie Meetpunt 6		**hoogwater berekend m.b.v. Molenplaat model (run 12a), locatie Meetpunt 6 (resultaten met een tijdstap van 20 min. weggeschreven)**		
Datum tijd	Waterstand [m]	Datum tijd	Waterstand [m]	Verschil (voorspeld - berekend) [cm]
19950623 114000	2.09	19950623 114000	2.05	4
19950624 000000	2.02	19950624 000000	2.12	-10
19950624 123500	2.18	19950624 124000	2.16	2
19950625 005000	2.16	19950625 010000	2.25	-9
19950625 133500	2.19	19950625 132000	2.25	-6

hoog- en laagwaters uit 'Getijtafels voor Nederland', locatie Hansweert		**hoog- en laagwaters berekend m.b.v. Molenplaat model (run 12a), locatie Hansweert (resultaten met een tijdstap van 20 min. weggeschreven)**		
Datum tijd	Waterstand [m]	Datum tijd	Waterstand [m]	Verschil (voorspeld - berekend) [cm]
19950623 051400	-1.98	19950623 052000	-1.90	-8
19950623 114600	2.20	19950623 114000	2.07	13
19950623 175000	-1.75	19950623 180000	-1.75	0
19950624 000600	2.12	19950624 002000	2.15	-3
19950624 063600	-1.97	19950624 062000	-1.95	-2
19950624 124000	2.29	19950624 124000	2.18	11
19950624 185600	-1.85	19950624 184000	-1.87	2
19950625 005900	2.23	19950625 010000	2.27	-4
19950625 072100	-1.99	19950625 072000	-1.97	-2
19950625 133200	2.37	19950625 134000	2.28	11

Tabel 5.2a: Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de calibratieperiode

HW Meetpunt 6/ HW Hansweert Meting	**HW Meetpunt 6/ HW Hansweert Berekening**
0.95	0.99
0.95	0.99
0.95	0.99
0.97	0.99
0.92	0.99

Tabel 5.2b Verhouding tussen de hoogwaters gemeten bij meetpunt 6 en voorspeld bij Hansweert, en tussen de hoogwaters berekend bij meetpunt 6 en Hansweert, gedurende de calibratieperiode

hoogwater gemeten in Juni '95, locatie Meetpunt 6		**hoogwater berekend m.b.v. Molenplaat model (run m16), locatie Meetpunt 6 (resultaten met een tijdstap van 20 min. weggeschreven)**		
Datum tijd	Waterstand [m]	Datum tijd	Waterstand [m]	Verschil (voorspeld - berekend) [cm]
19950617 055500	3.03	19950617 054000	2.89	14
19950617 180500	2.83	19950617 180000	2.71	12
19950618 063500	3.03	19950618 064000	2.71	32
19950618 185500	2.73	19950618 190000	2.54	19
19950619 073000	2.66	19950619 072000	2.49	17
19950619 195000	2.39	19950619 194000	2.34	5

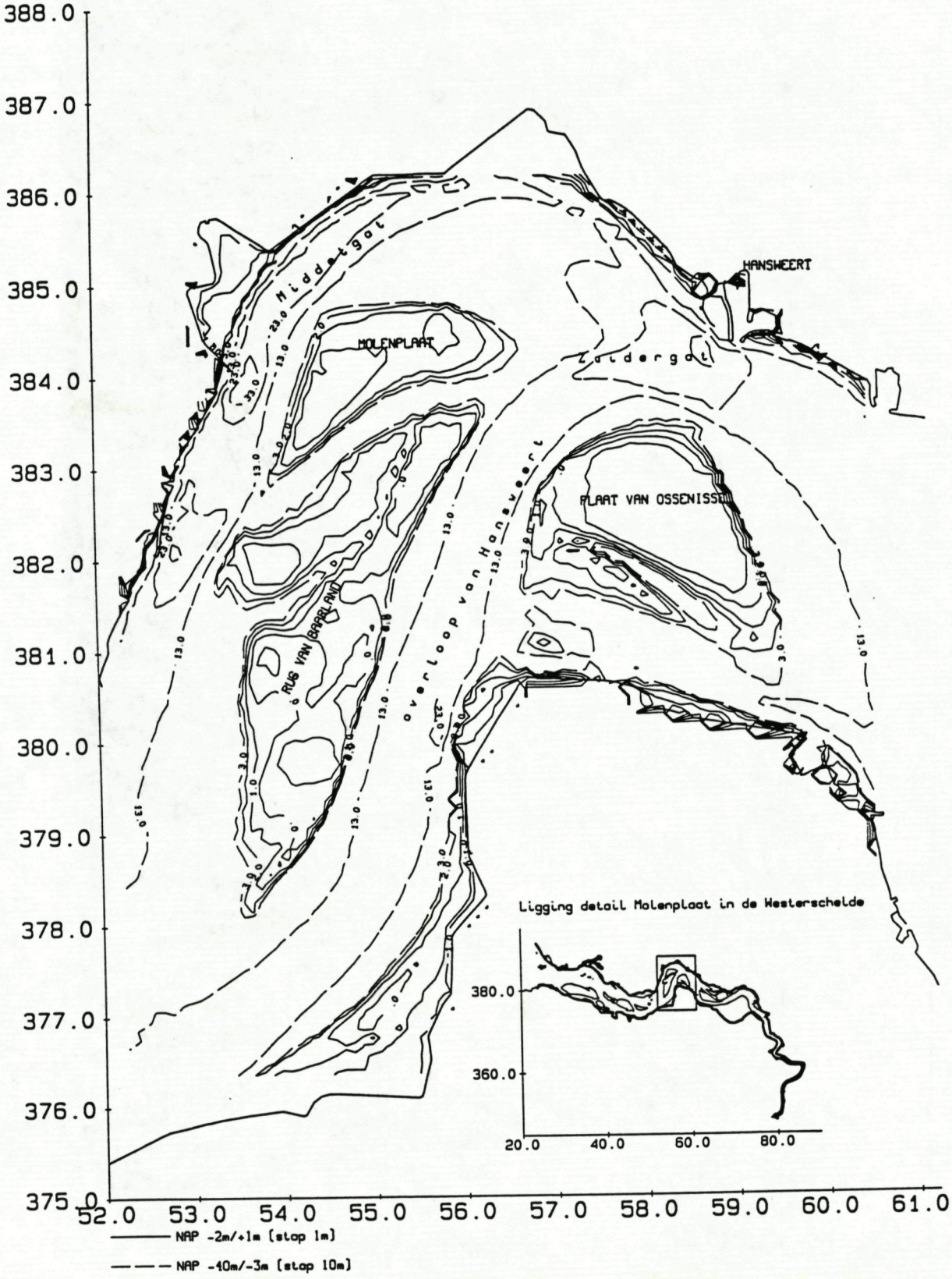
hoog- en laagwaters uit 'Getijtafels voor Nederland', locatie Hansweert		**hoog- en laagwaters berekend m.b.v. Molenplaat model (m16), locatie Hansweert (resultaten om de 20 min. weggeschreven)**		
Datum tijd	Waterstand [m]	Datum tijd	Waterstand [m]	Verschil (voorspeld - berekend) [cm]
19950617 053600	2.90	19950617 060000	2.91	-1
19950617 115700	-2.17	19950617 120000	-2.09	-8
19950617 180500	2.66	19950617 180000	2.73	-7
19950618 003500	-2.61	19950618 020000	-2.34	-27
19950618 063600	2.84	19950618 064000	2.75	9
19950618 124600	-2.08	19950618 124000	-1.93	-15
19950618 185800	2.60	19950618 190000	2.57	3
19950619 012200	-2.54	19950618 012000	-2.20	-34
19950619 073100	2.73	19950619 072000	2.51	22
19950619 133100	-1.99	19950619 134000	-1.76	-13
19950619 194900	2.48	19950619 194000	2.36	12

Tabel 5.3a Vergelijking van gemeten en berekende hoogwaters gedurende de verificatieperiode

HW Meetpunt 6/ HW Hansweert Meting	**HW Meetpunt 6/ HW Hansweert Berekening**
1.04	0.99
1.06	0.99
1.07	0.99
1.05	0.99
0.97	0.99
0.96	0.99

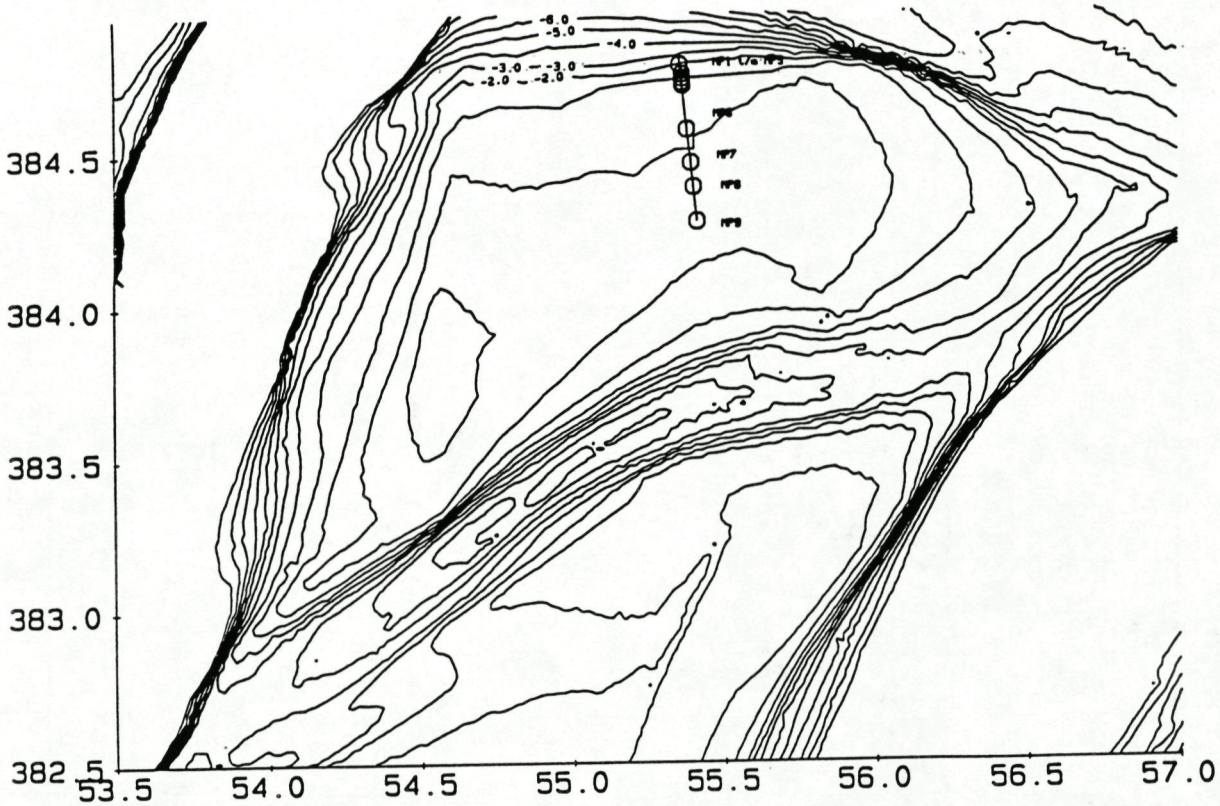
Tabel 5.3b Verhouding tussen de hoogwaters gemeten bij meetpunt 6 en voorspeld bij Hansweert, en tussen de hoogwaters berekend bij meetpunt 6 en Hansweert, gedurende de verificatieperiode

Figuren

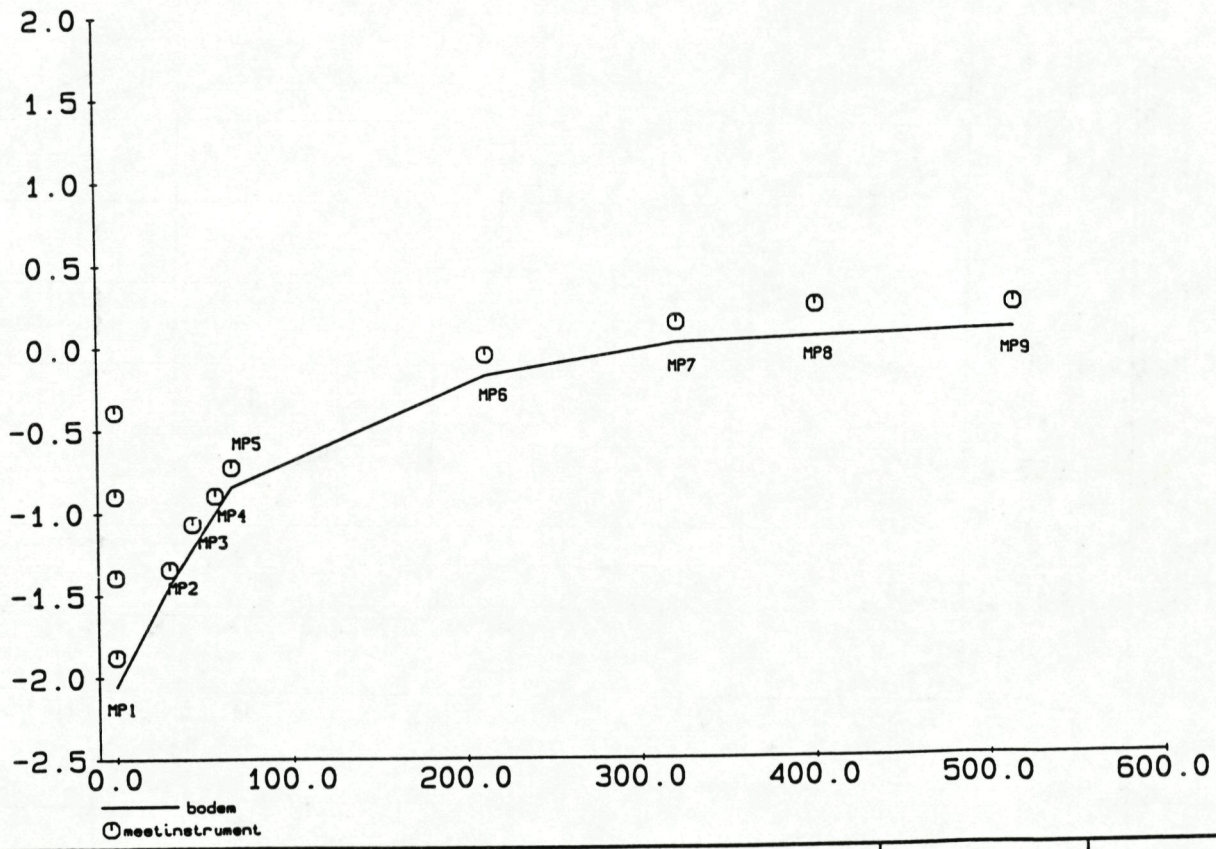


Ligging MOLENPLAAT, en nabij gelegen geulen en platen.		
DELFT HYDRAULICS	Z-943	fig 3.1a

Dieptelijnen Molenplaat en ligging van de meetraai.

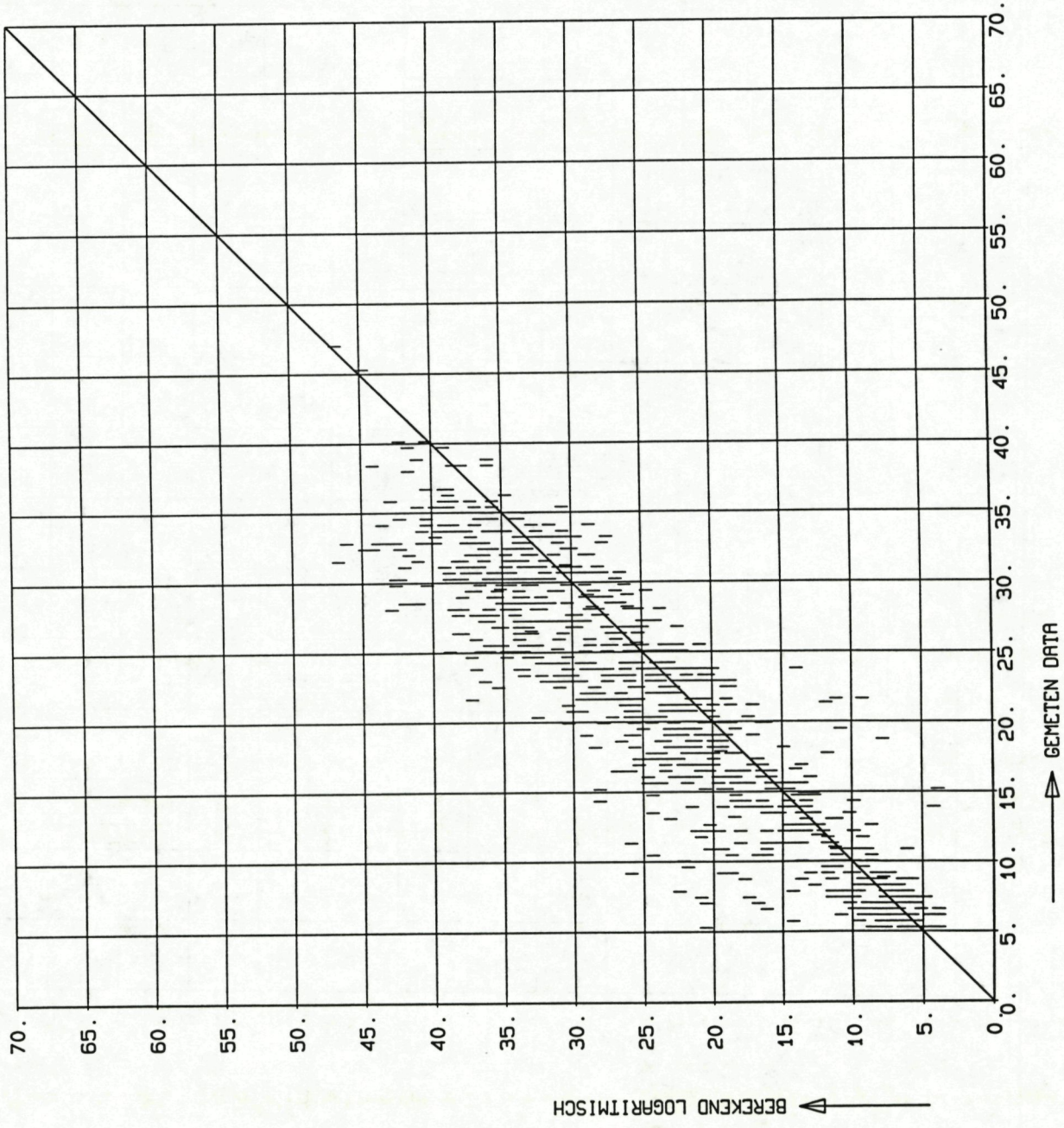


Dwarsdoorsnede van de Molenplaat ter plaatse van de meetraai.



Dieptelijnen Molenplaat en ligging meetraai grid = 20x20m, NAP-10m/+1m (stap=1m)		
	Molenplaat	
DELFT HYDRAULICS	Z-943	fig 3.1b

DELFT HYDRAULICS



Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel;
Meetpunt 1, 0.178 m boven de bodem

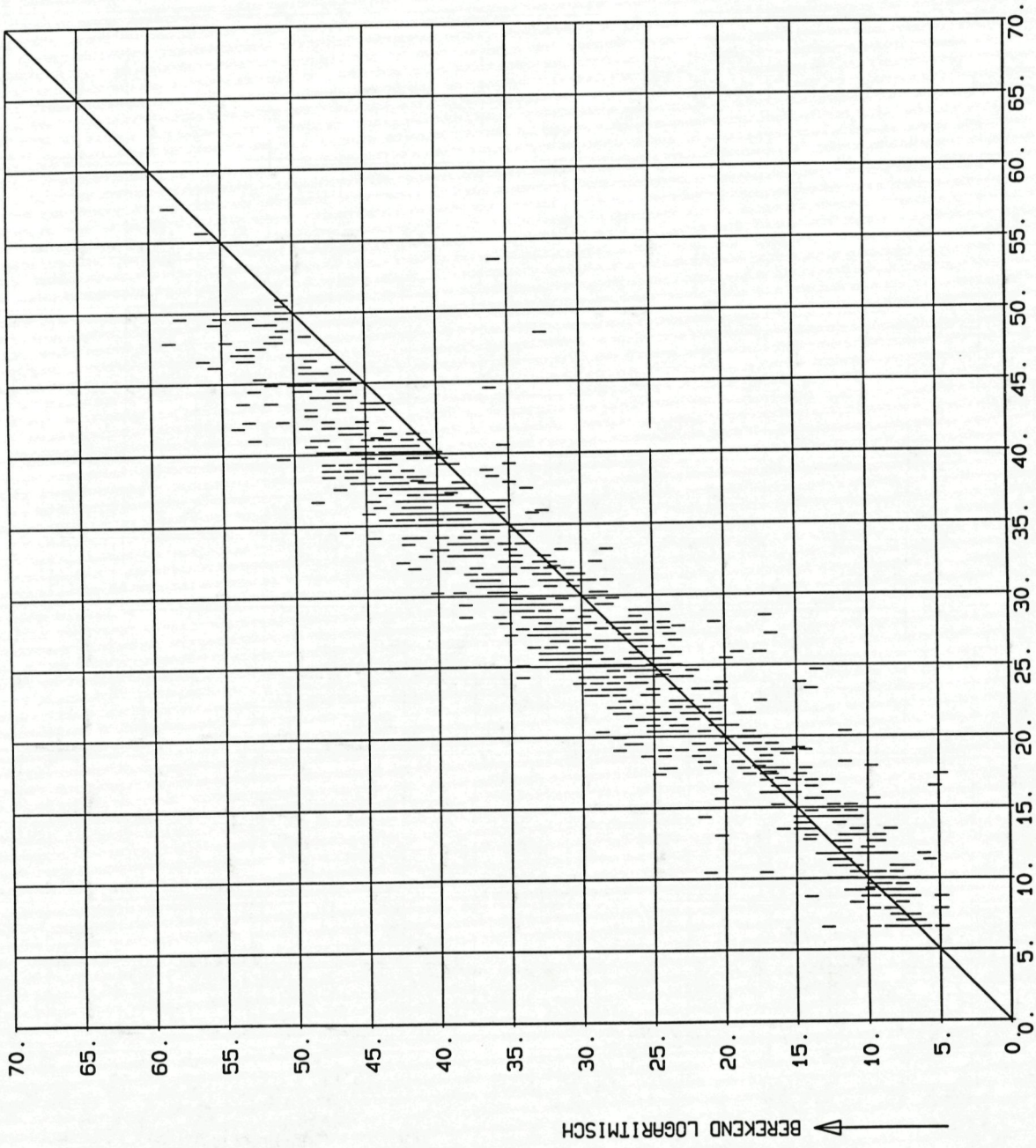
SEP 06 '95

MOLENPLAAT

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Z-943

fig 3.2a



DELFT HYDRAULICS

Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel;
Meetpunt 1, 0.663 m boven de bodem

SEP 06 '95

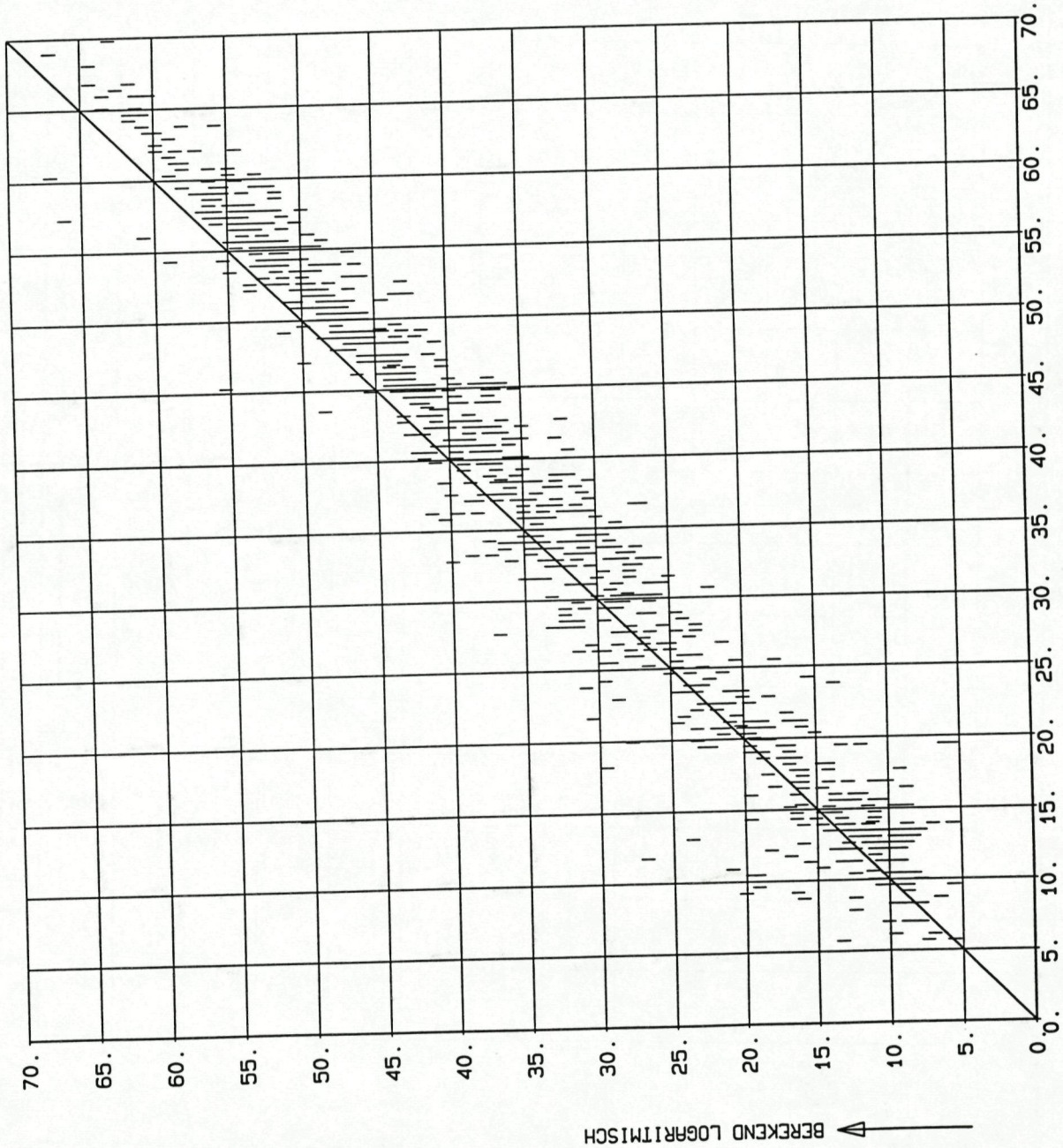
MOLENPLAAT

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Z-943

fig 3.2b

Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel; Meetpunt 1, 1.158 m boven de bodem	SEP 06 '95	
	MOLENPLAAT	
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM	Z-943	fig 3.2c



DELFT HYDRAULICS

Spreiding van gemeten snelheden t.o.v. verwachte logaritmische profiel;
Meetpunt 1, 1.668 m boven de bodem

SEP 06 '95

MOLENPLAAT

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Z-943

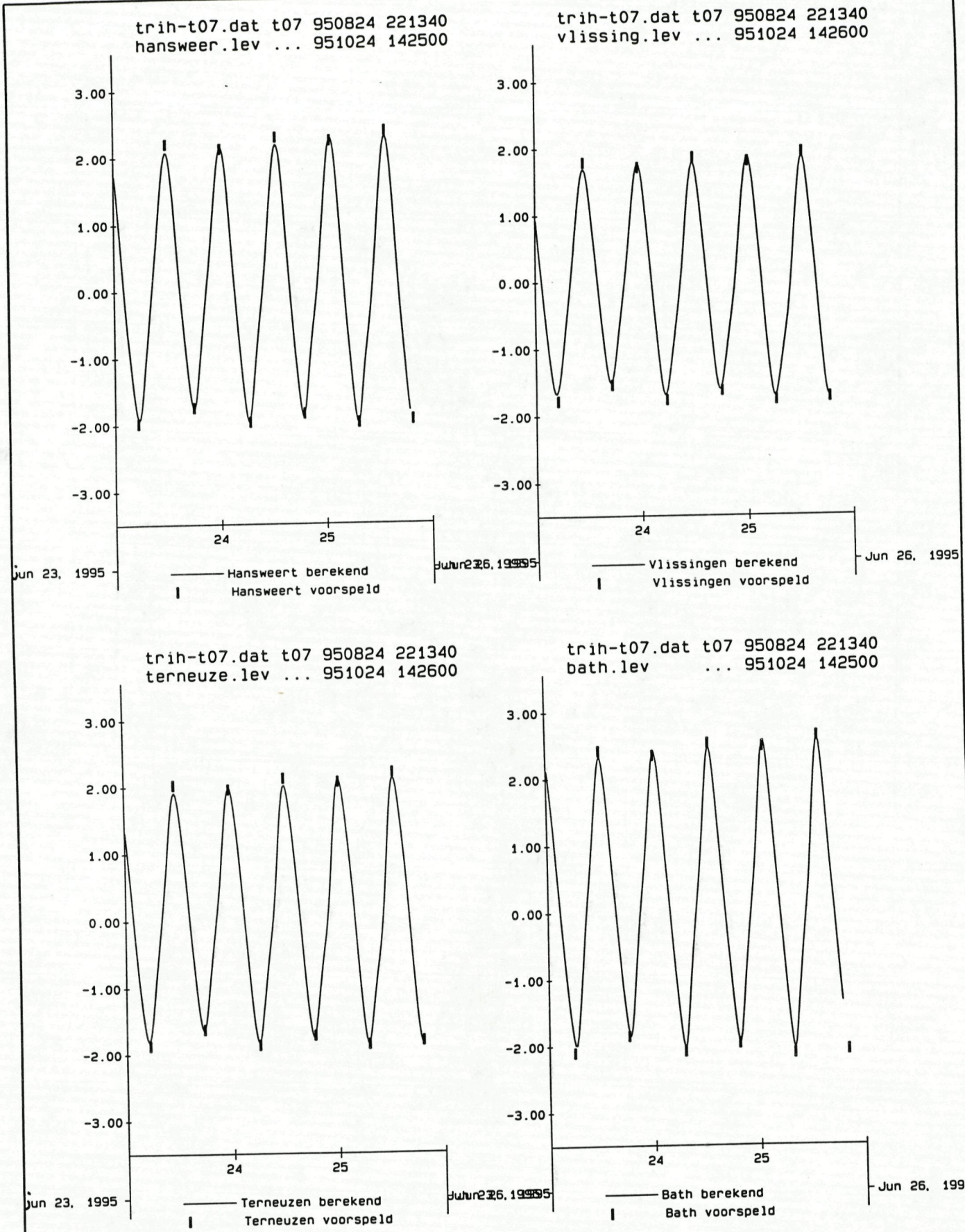
fig 3.2d

Gridschematisatie Scaldis model

1995-11-14
15: 18: 05

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 4.1

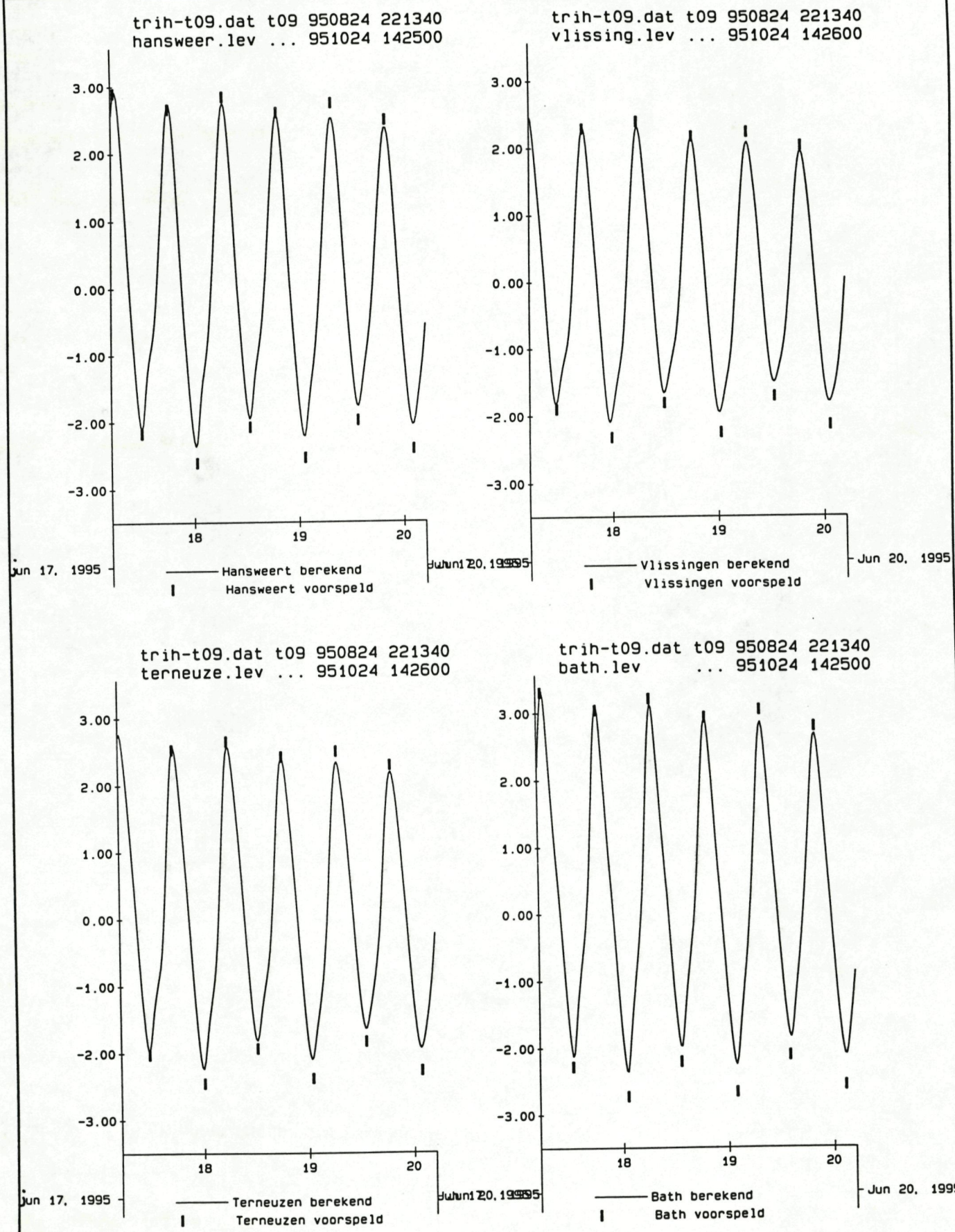


Run T07
Stations Hansweert, Terneuzen, Vlissingen en Bath
berekende waterstanden tegen getijvoorspellingen

1995-11-13
15: 08: 16

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Fig 4.2

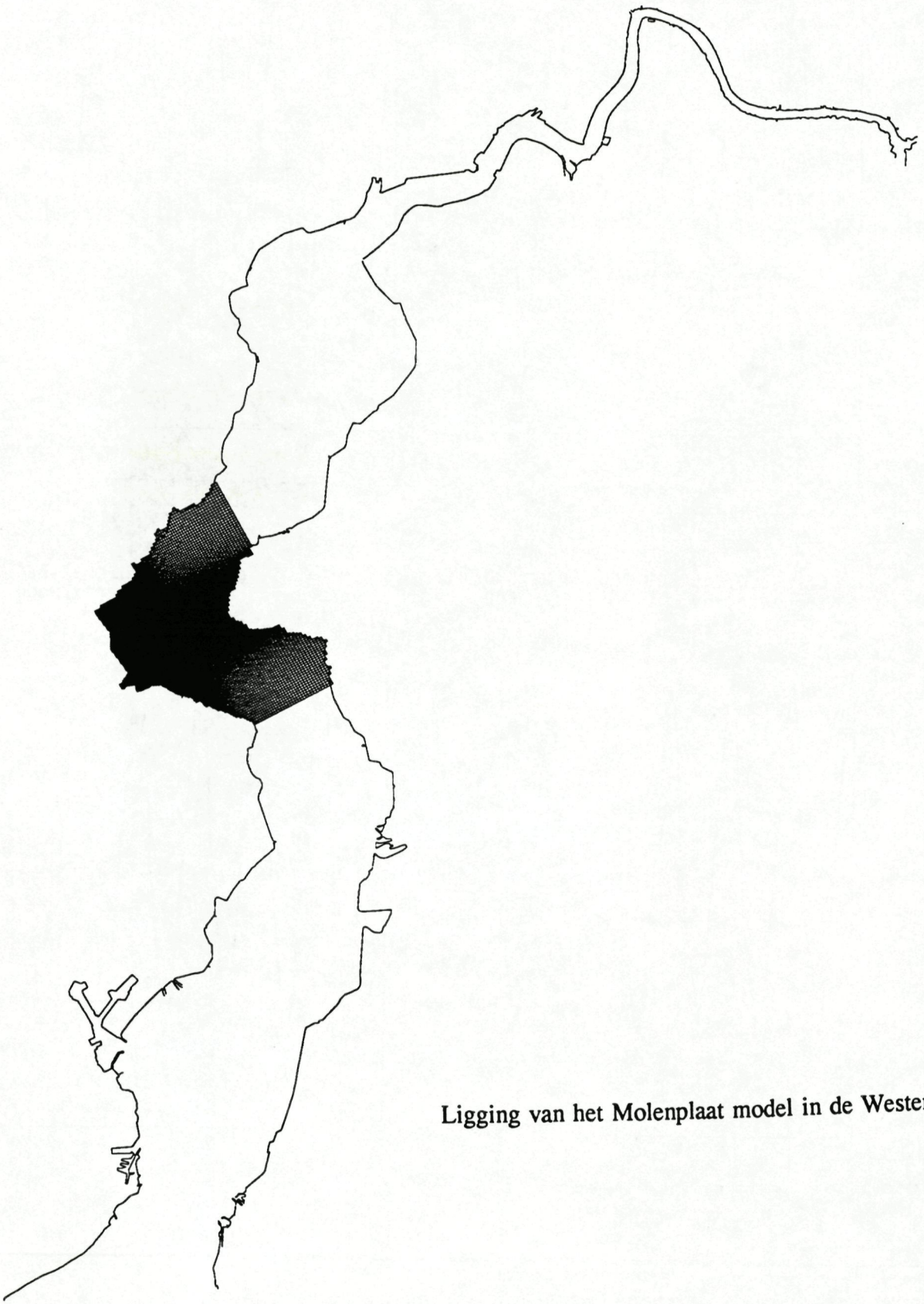


Run t09
Stations Hansweert, Terneuzen, Vlissingen en Bath
berekende waterstanden tegen getijvoorspellingen

1995-11-13
15: 08: 16

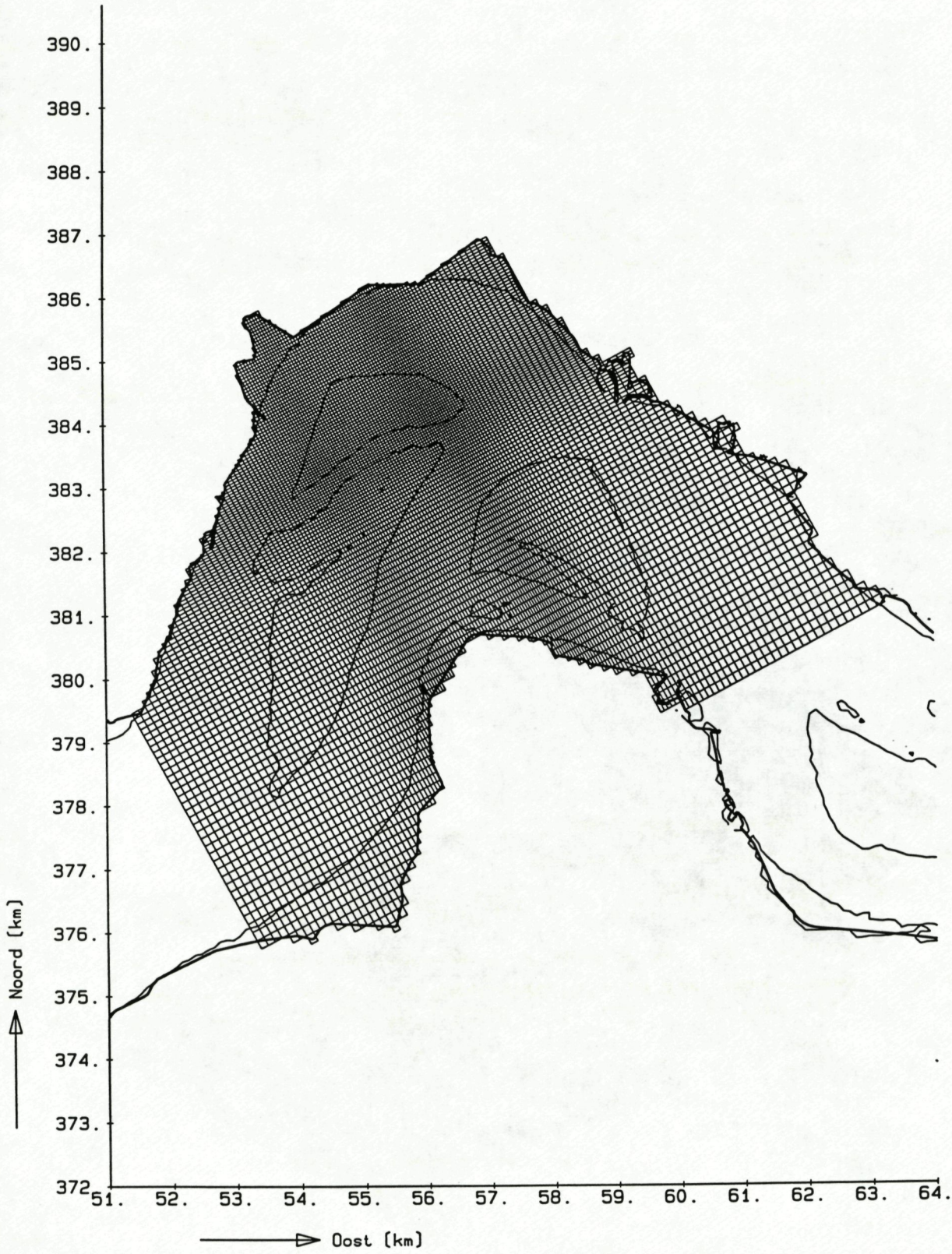
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Fig 4.3



Ligging van het Molenplaat model in de Westerschelde

fig 5.1



Rechtlijnig rekengrid van het Molenplaat model

Molenplaat

DELFT HYDRAULICS

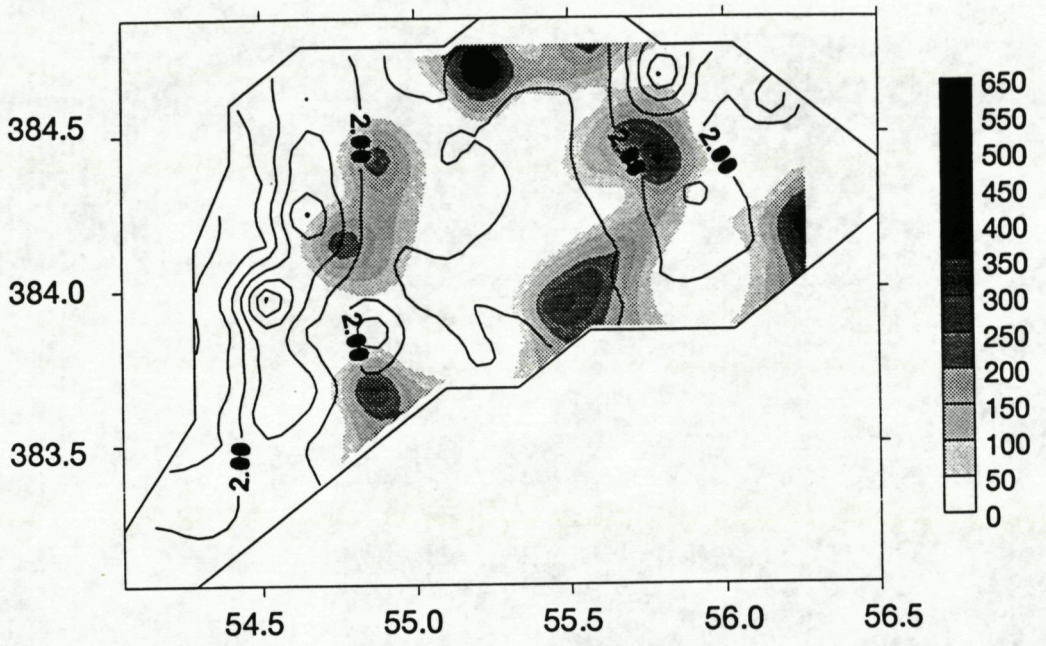
04-09-1995

fig 5.2

Diepteschematisatie van het Molenplaat model

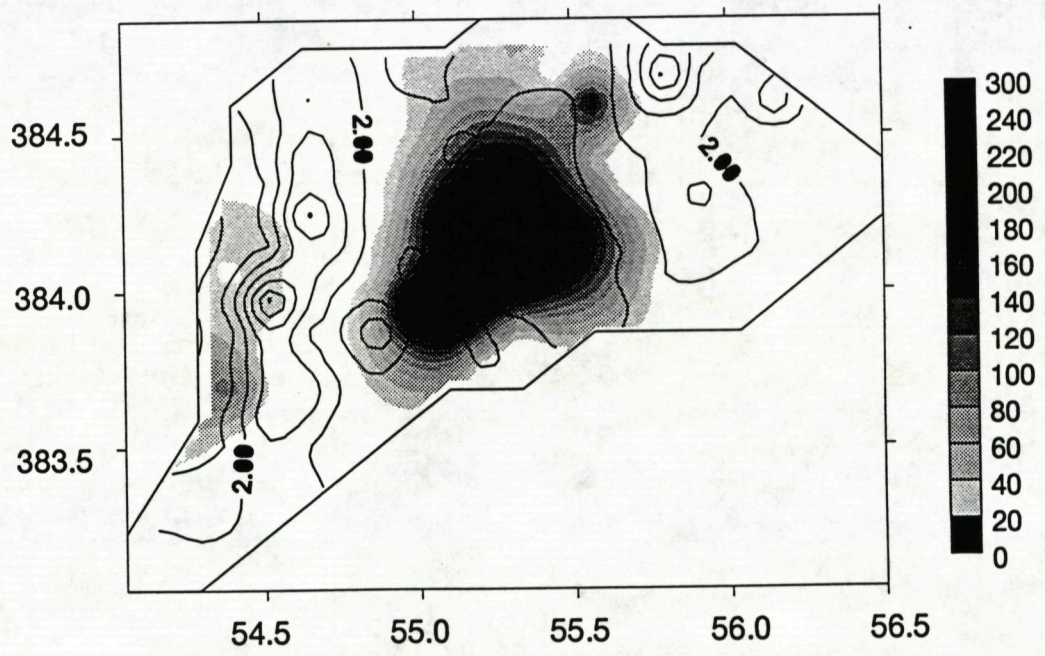
fig 5.3a

Arenicola marina (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



Figuur 8.12 Ruimtelijke verspreiding van ***Arenicola marina*** in de juni-bemonstering

Heteromastus filiformis (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



Figuur 8.13 Ruimtelijke verspreiding van ***Heteromastus filiformis*** in de juni-bemonstering

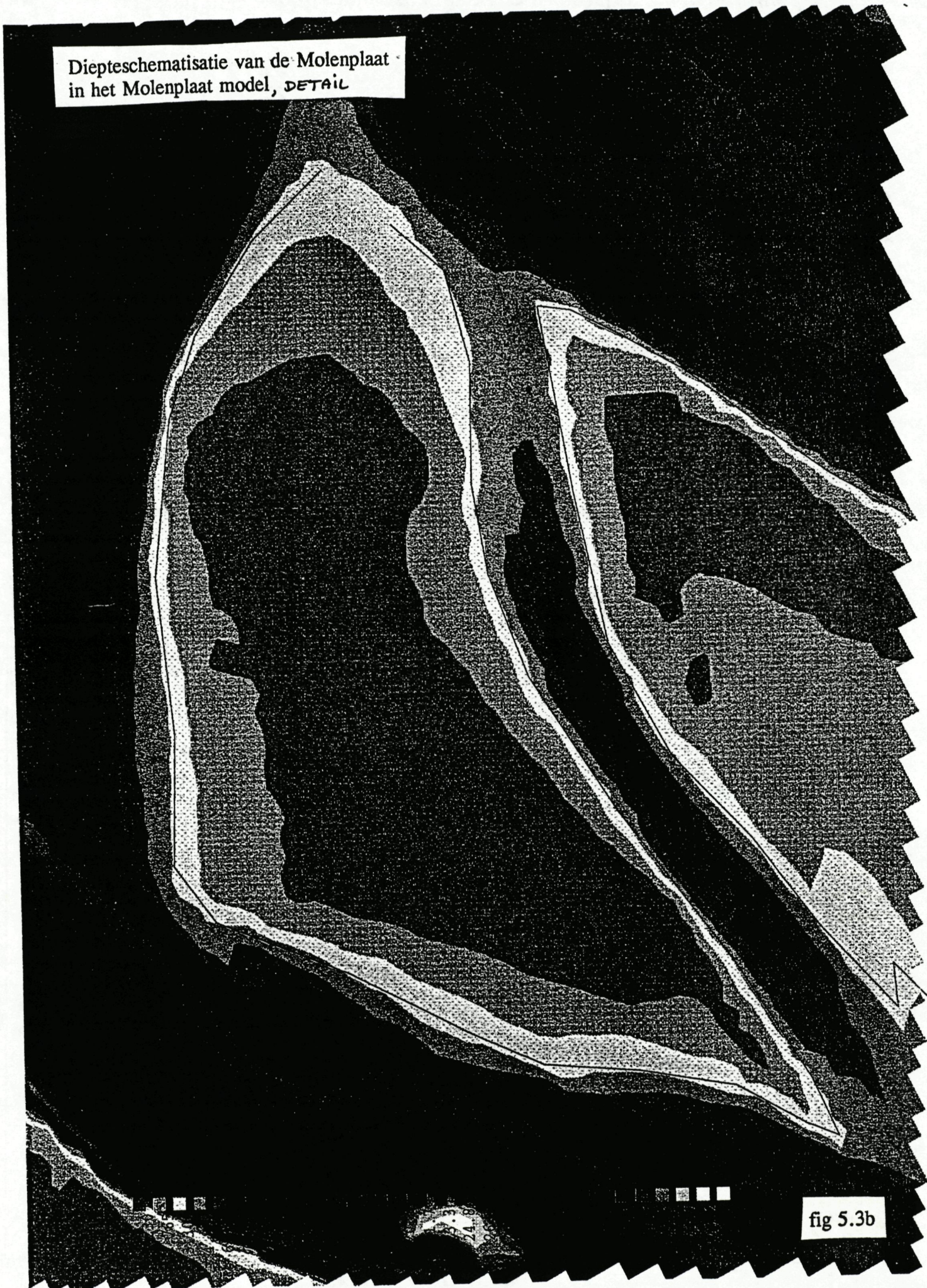
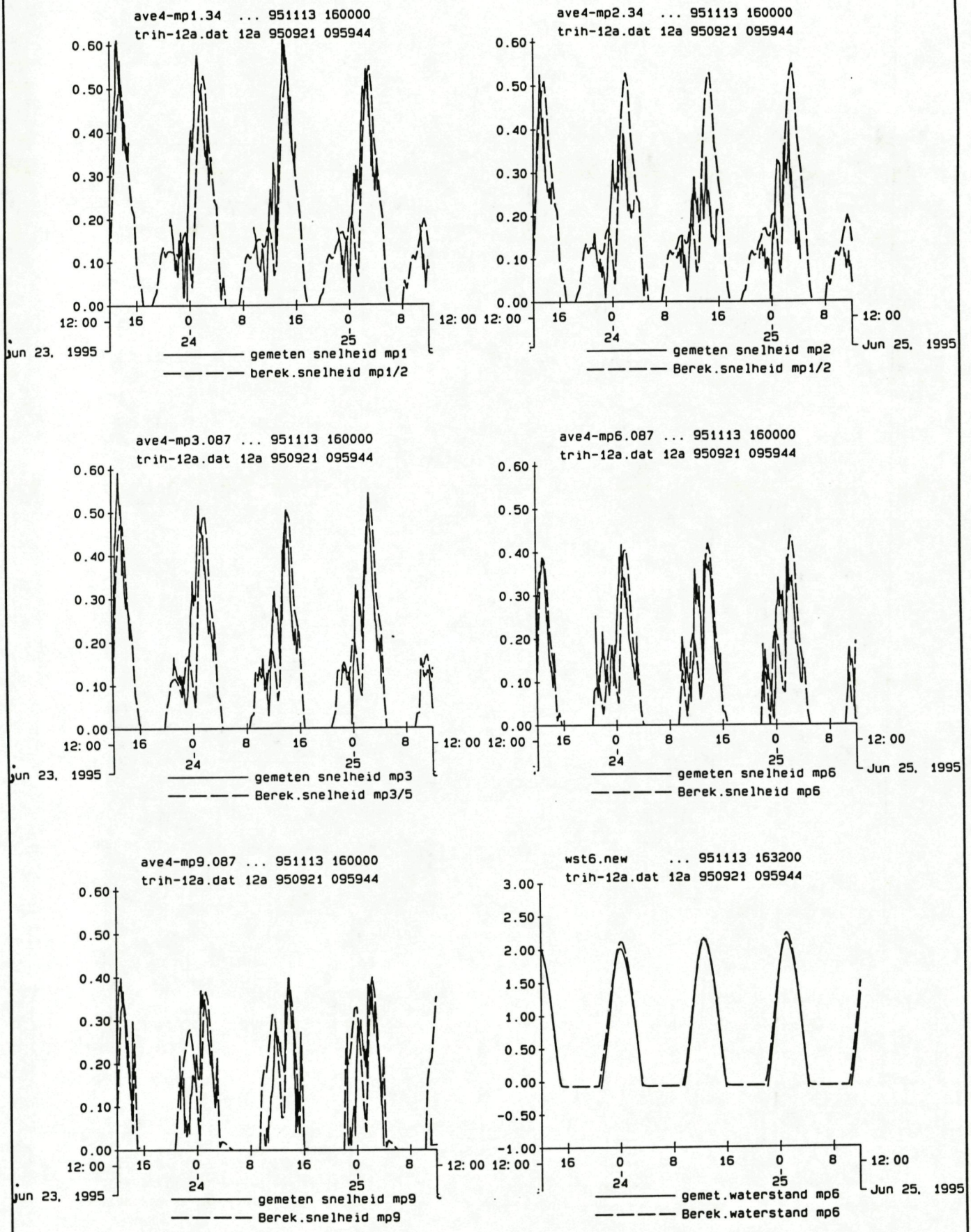

Diepteschematisatie van de Molenplaat
in het Molenplaat model, DETAIL

fig 5.3b

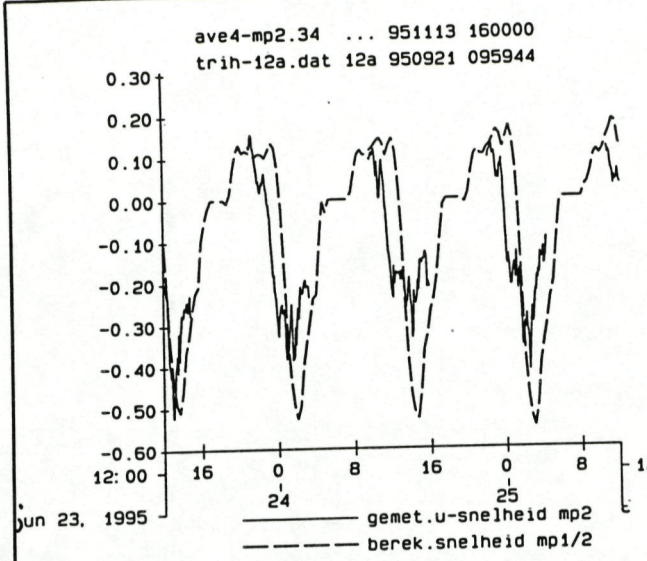


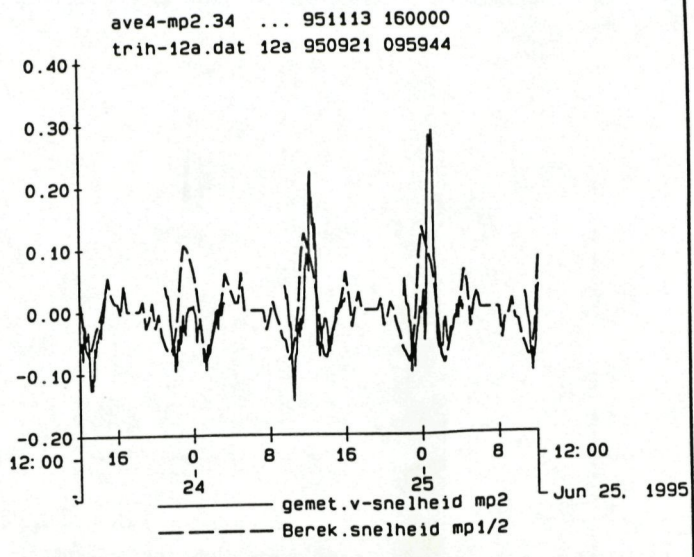
Run 12a
Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6

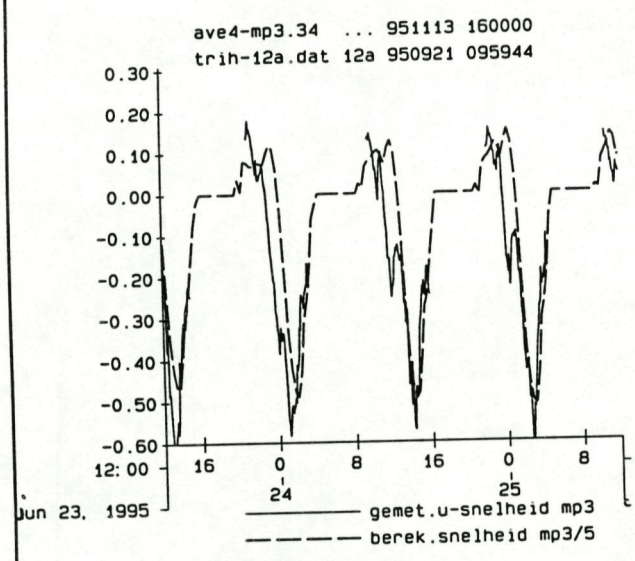
1995-11-13
16: 36: 15

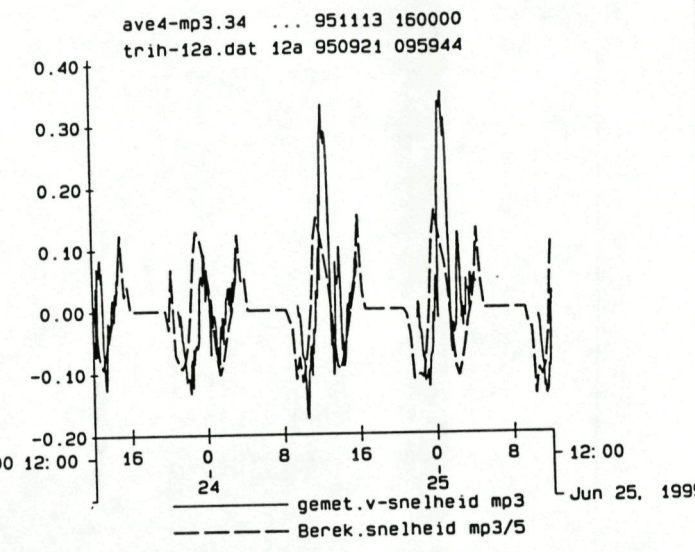
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

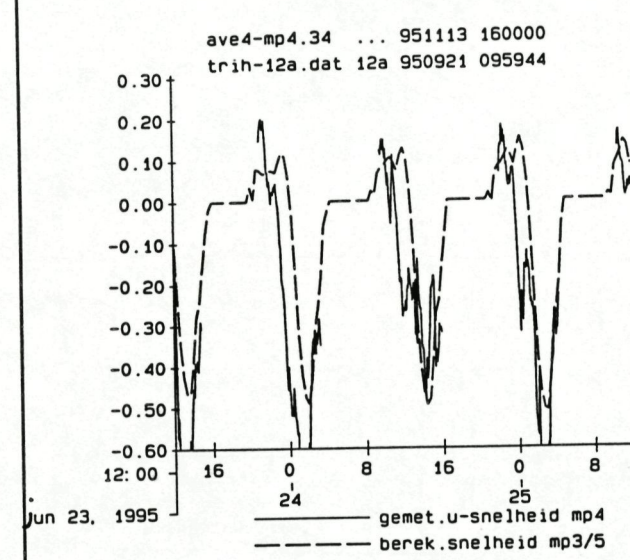
fig 5.4a

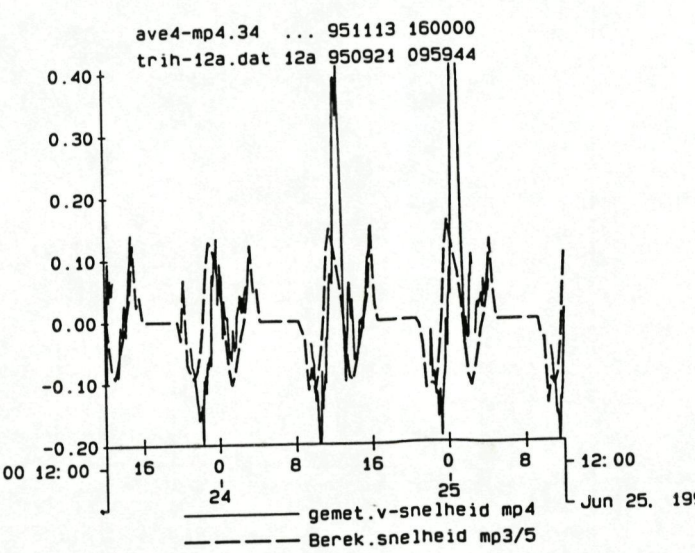










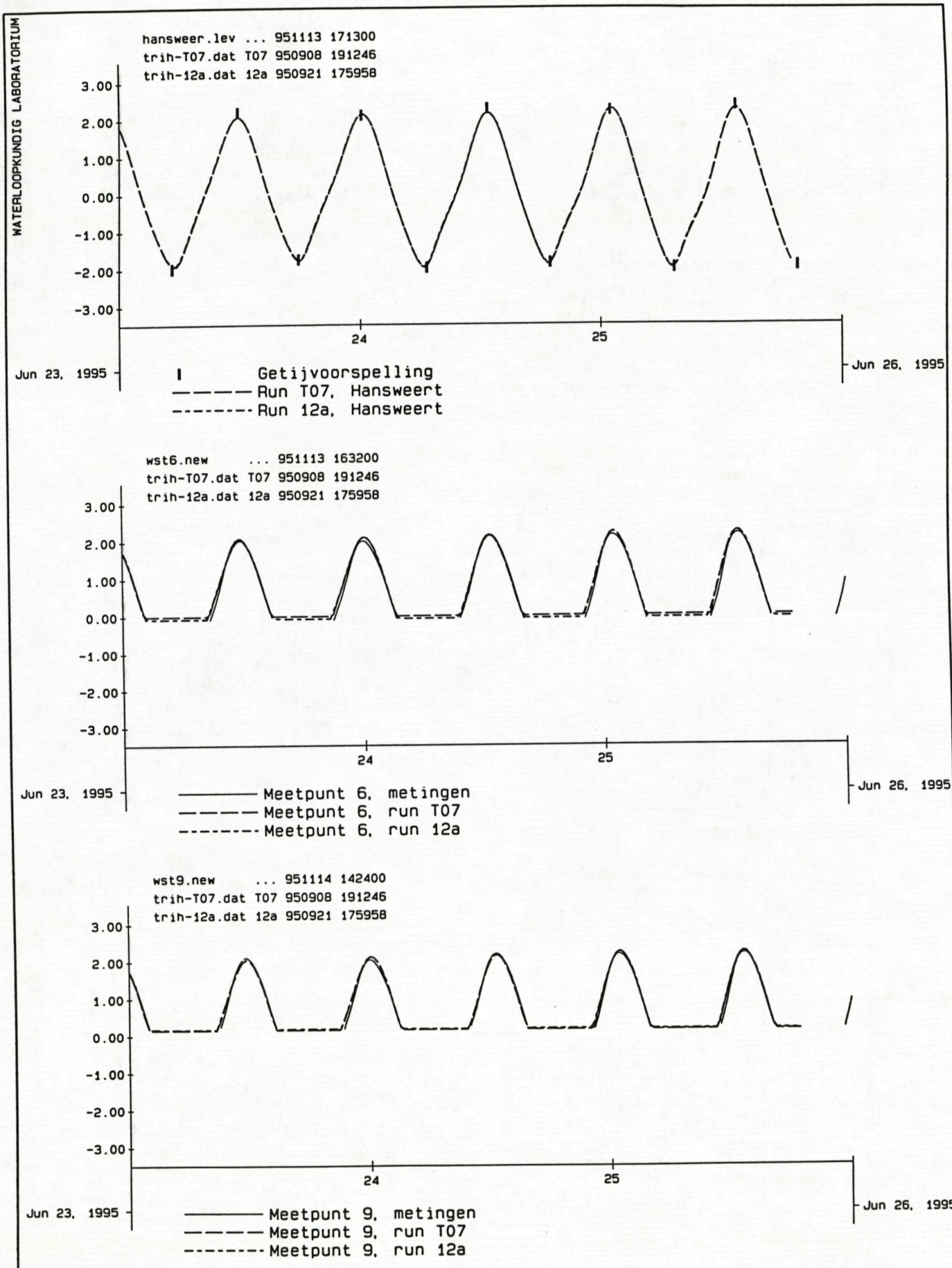


Run 12a
Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten
Meetpunt 1/2 en Meetpunt 3/5

1995-11-13
17: 05: 25

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.4b

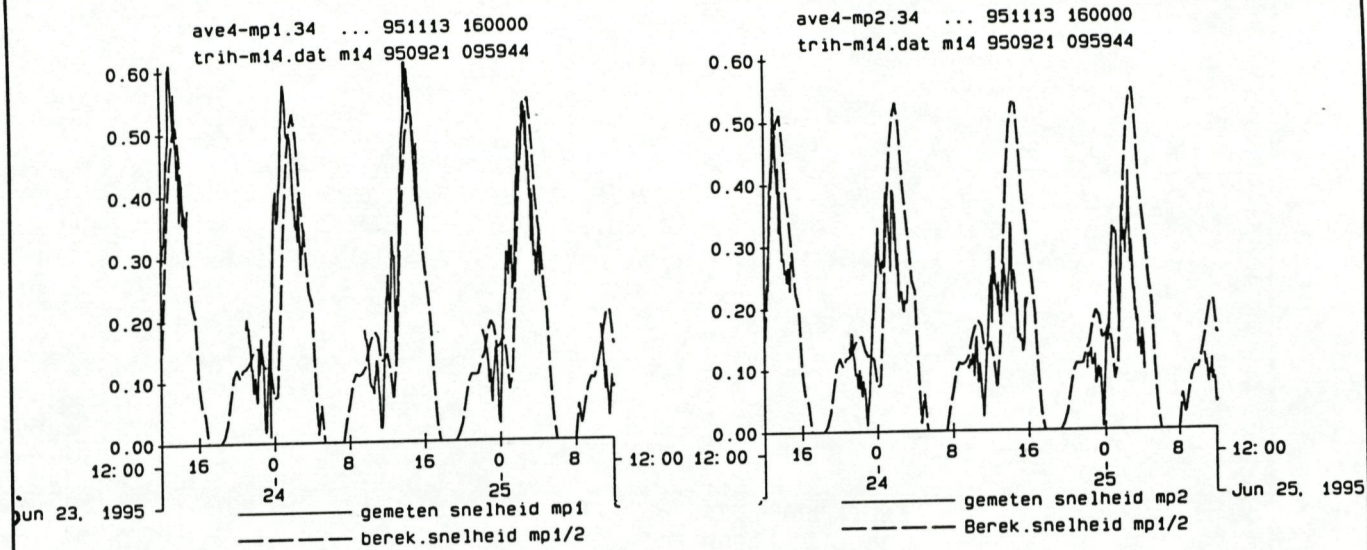


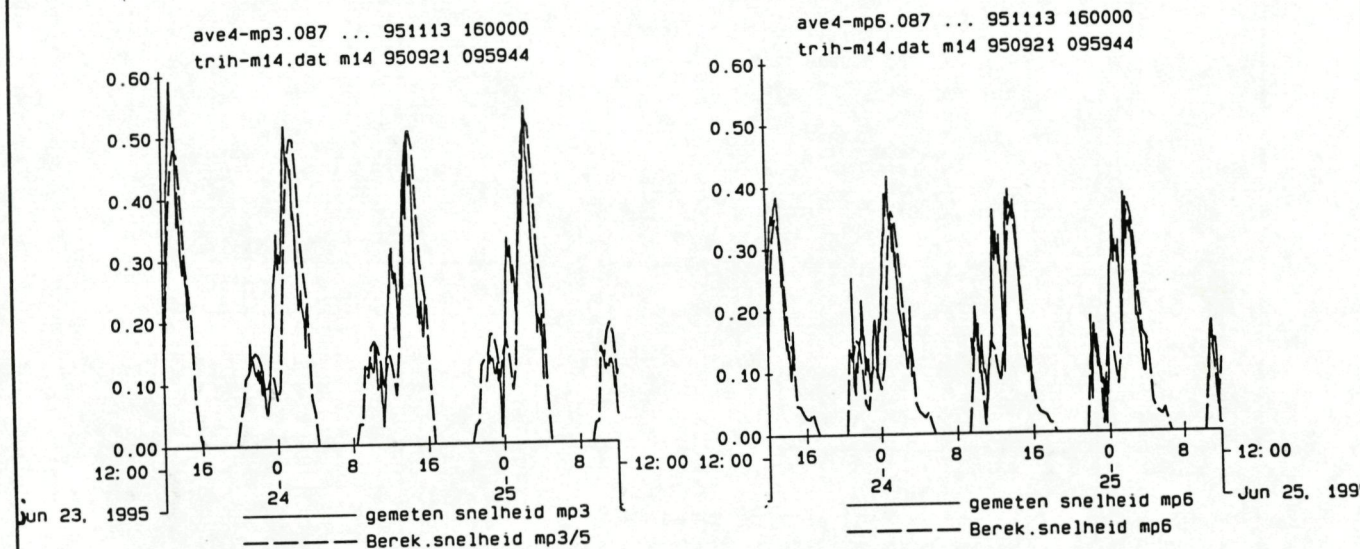
Stations Hansweert, Meetpunt 6 en Meetpunt 9
Berekende Waterstand tegen resp. voorspelling en metingen; Runs T07 en 12a

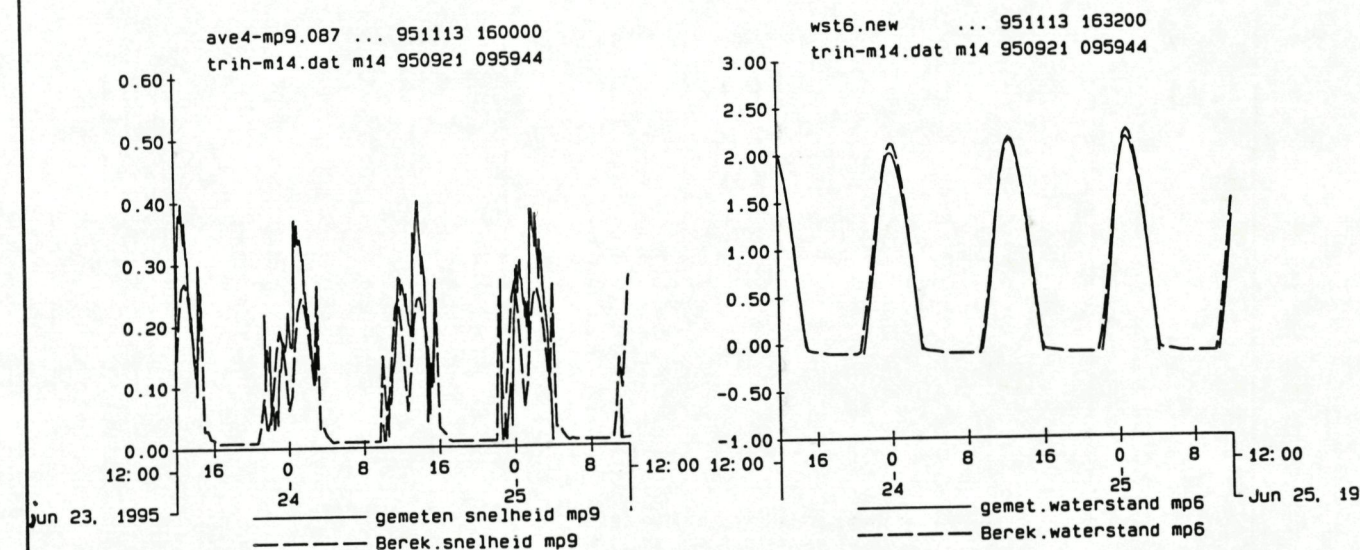
1995-11-14
14: 25: 40

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.4c





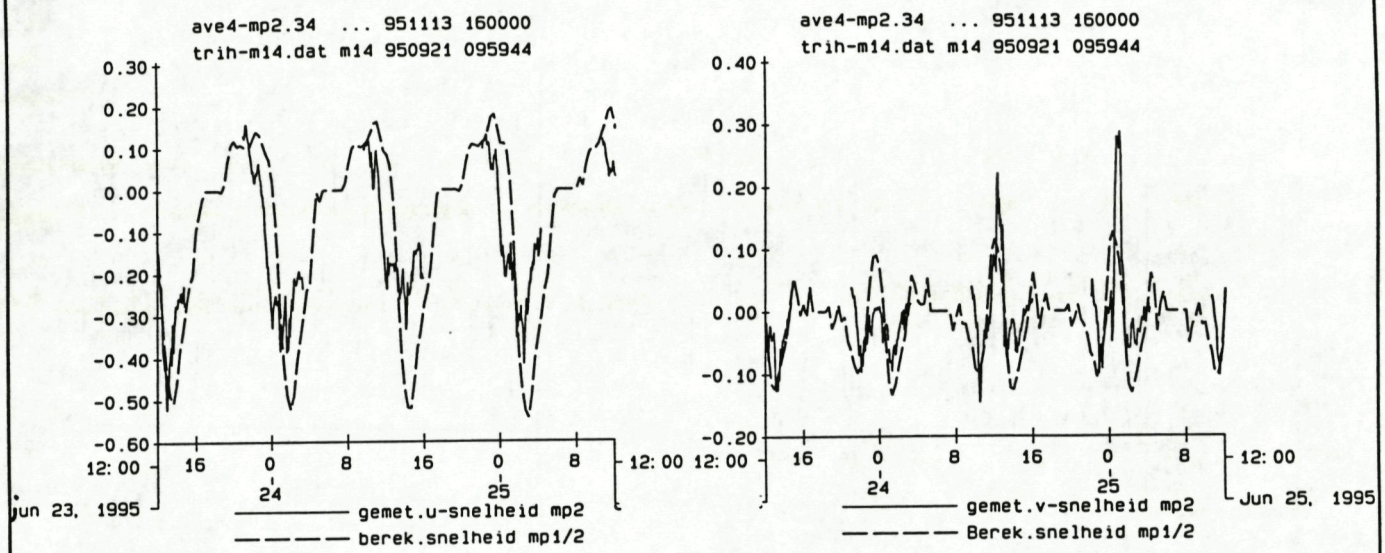


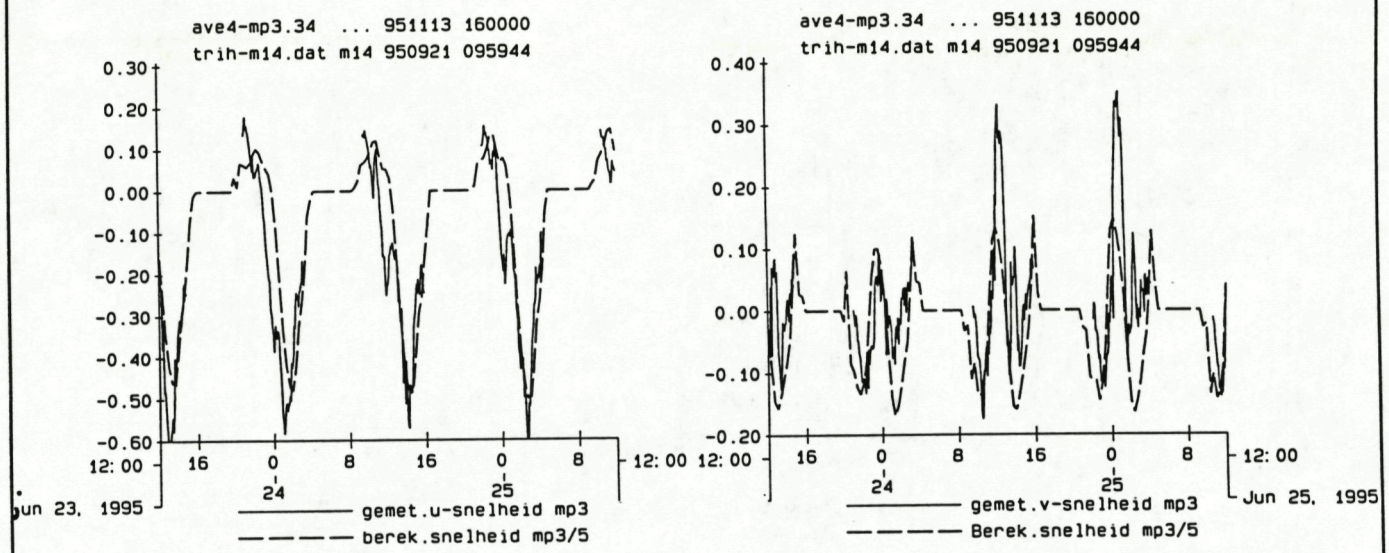
Run m14
Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5,
mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6

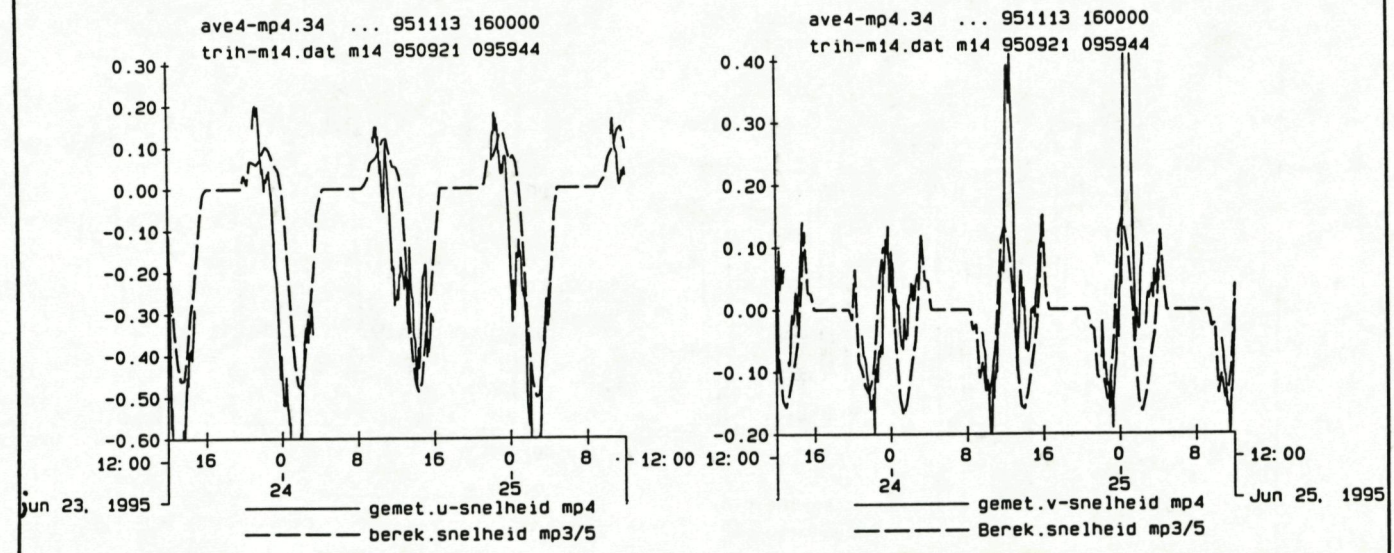
1995-11-13
16: 36: 15

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.5a





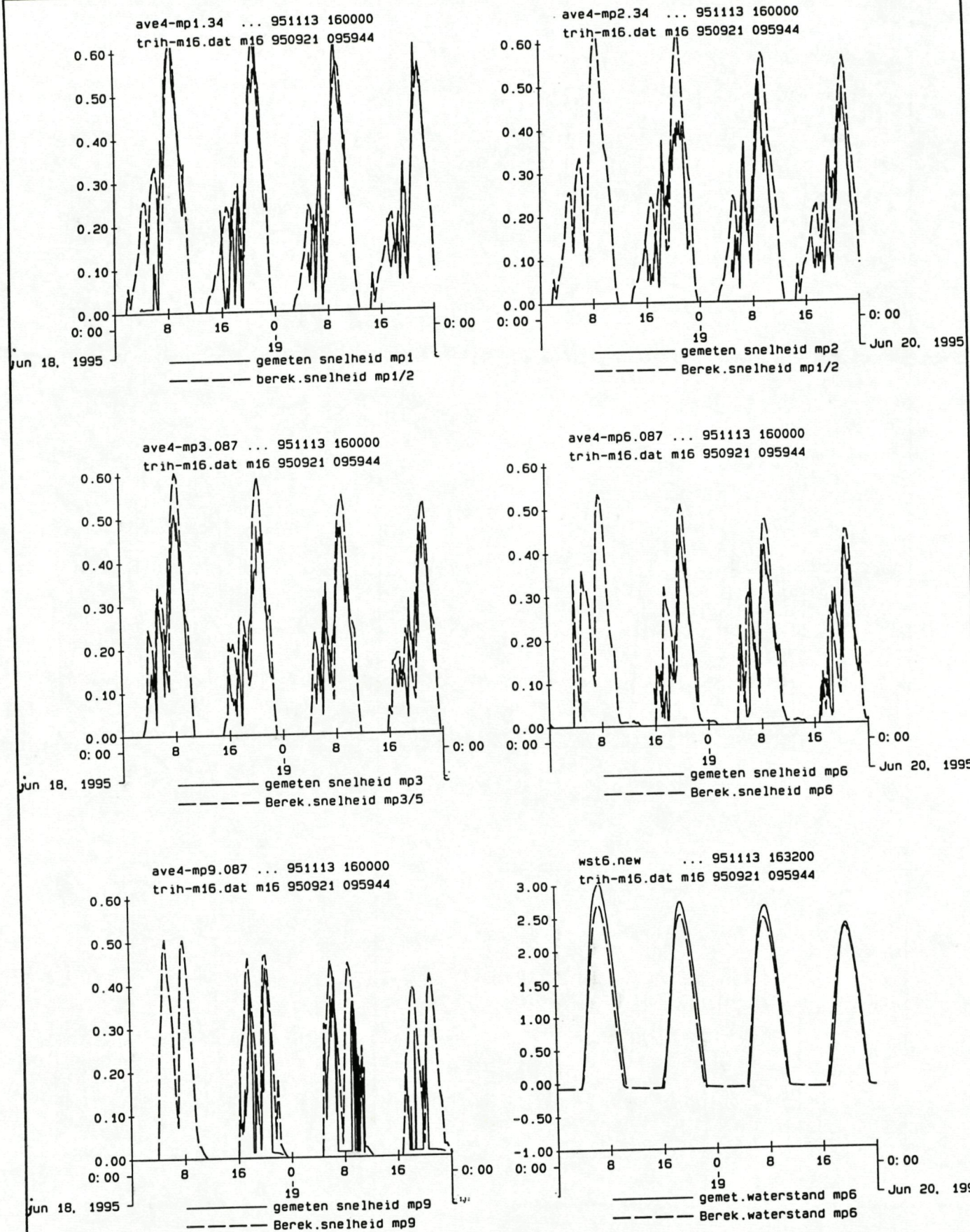


Run m14
Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten
Meetpunt 1/2 en Meetpunt 3/5

1995-11-13
17: 05: 25

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.5b

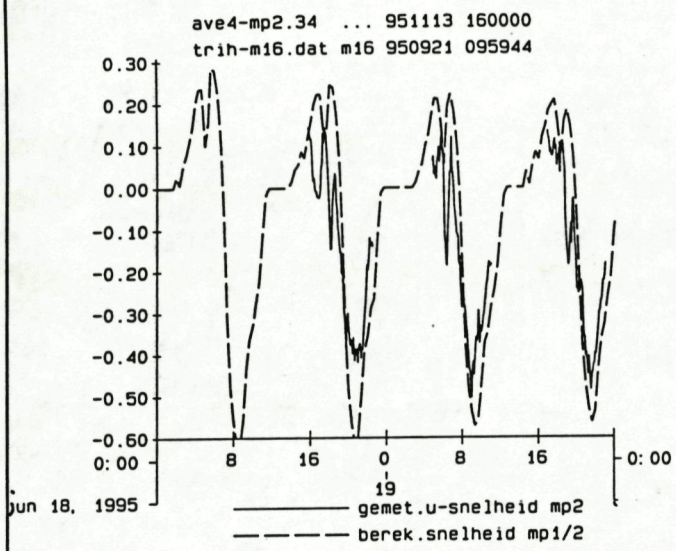


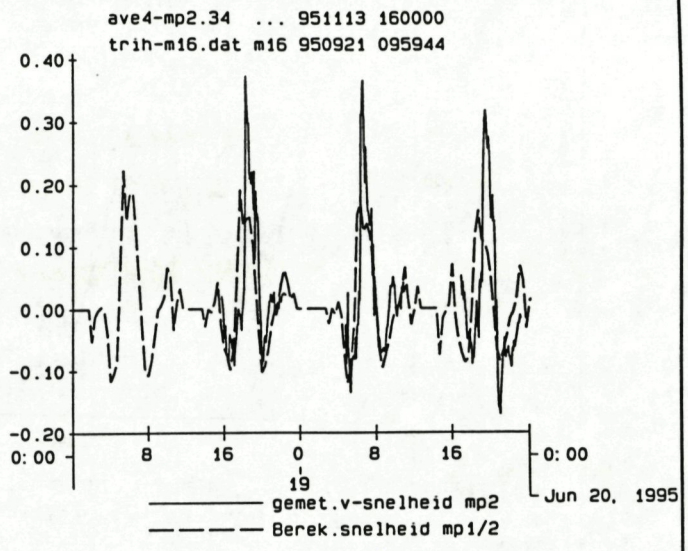
Run m16
Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5,
mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6

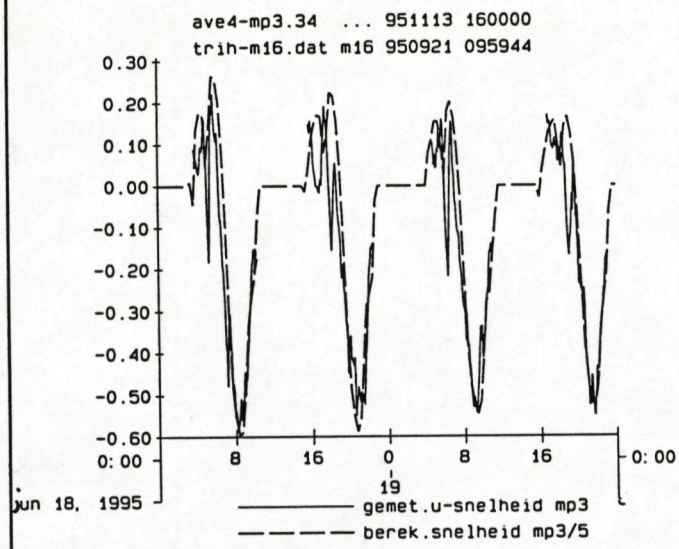
1995-11-13
16: 36: 15

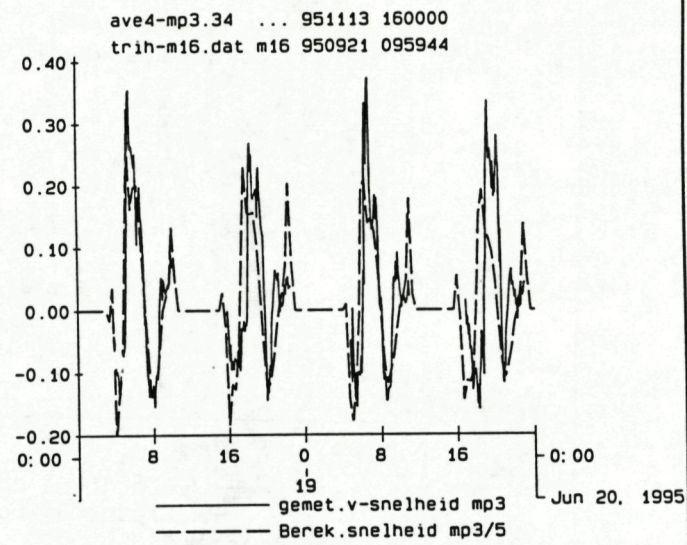
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

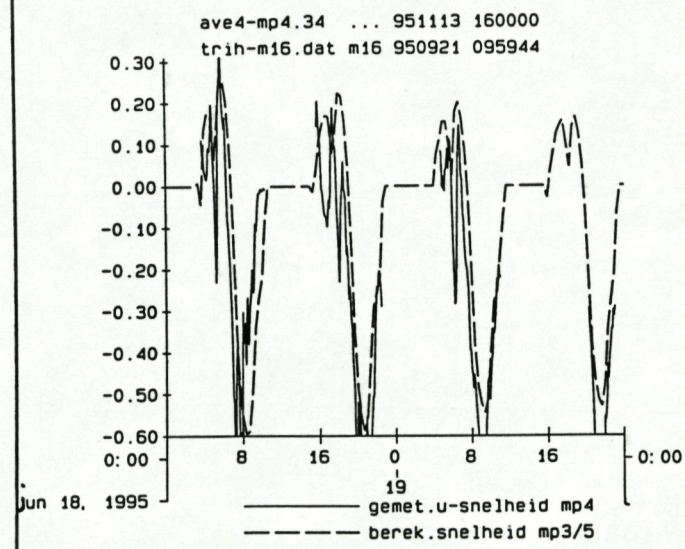
fig 5.6a

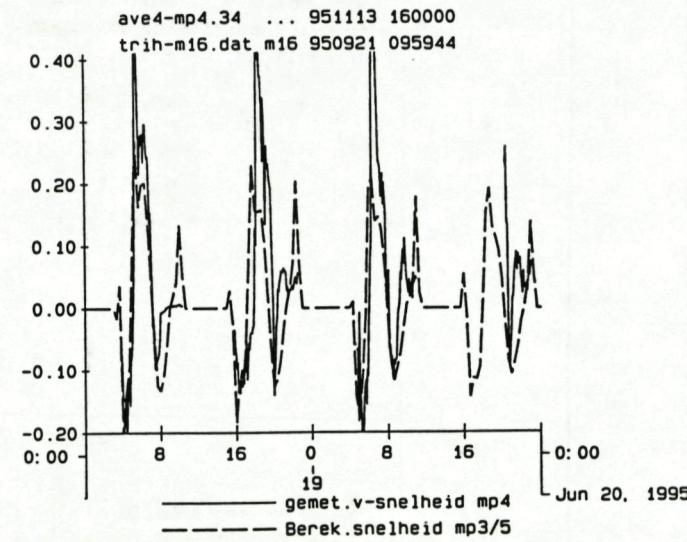












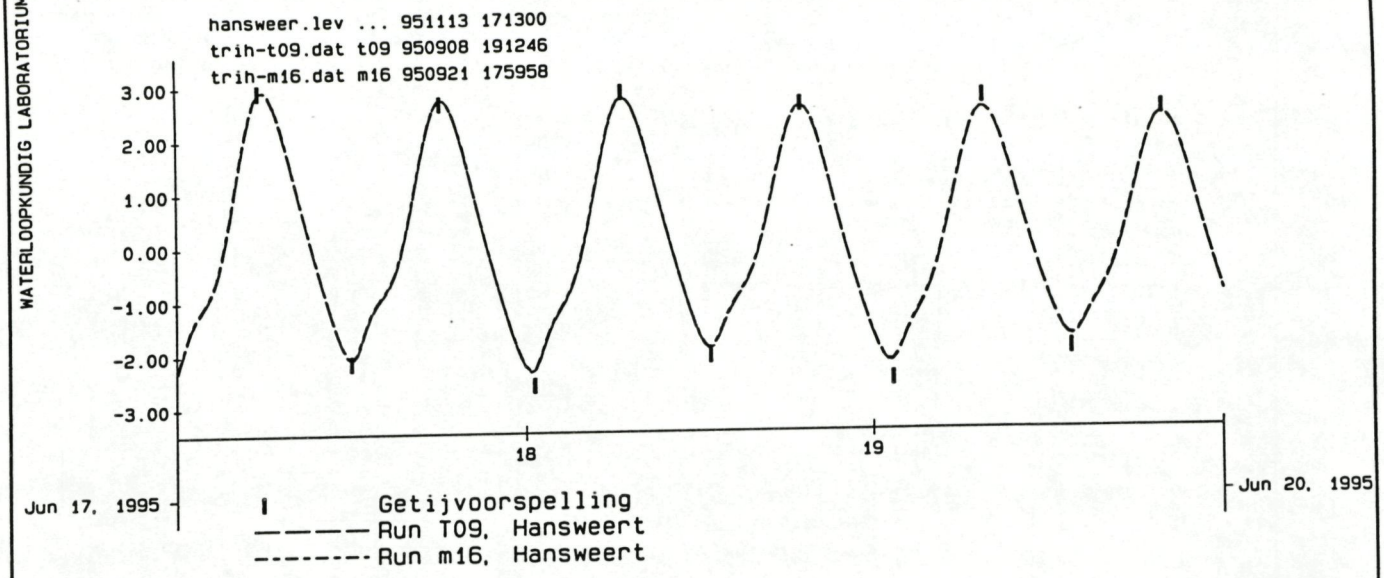
Run m16
Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten
Meetpunt 1/2 en Meetpunt 3/5

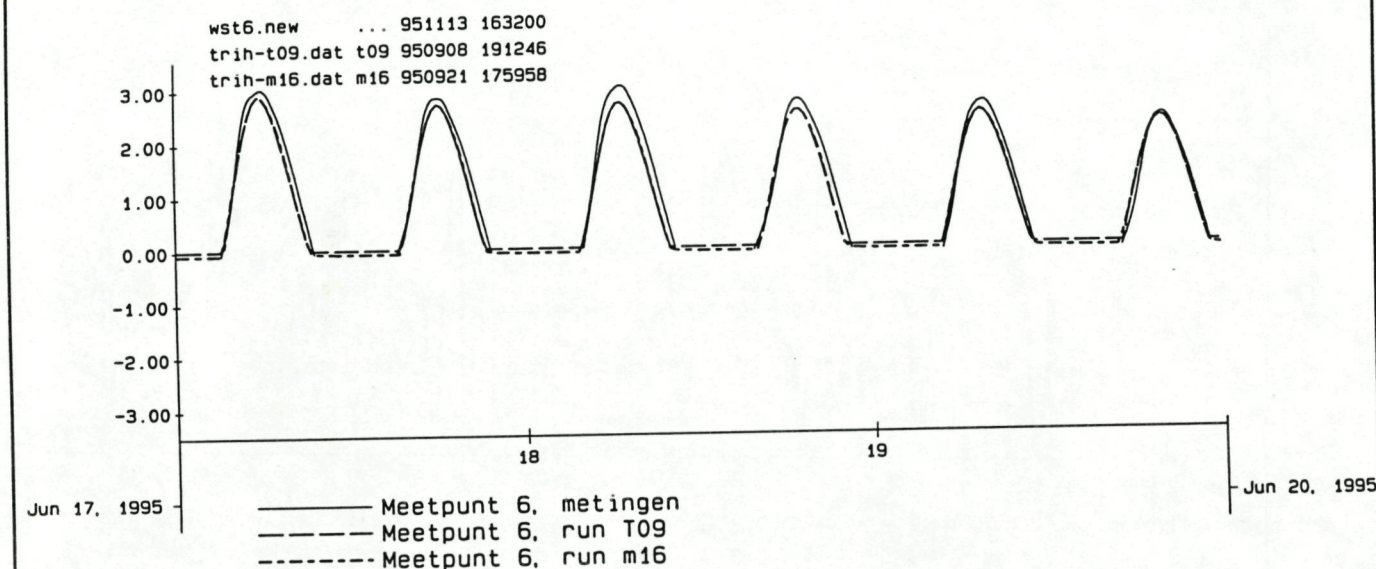
1995-11-13
17: 05: 25

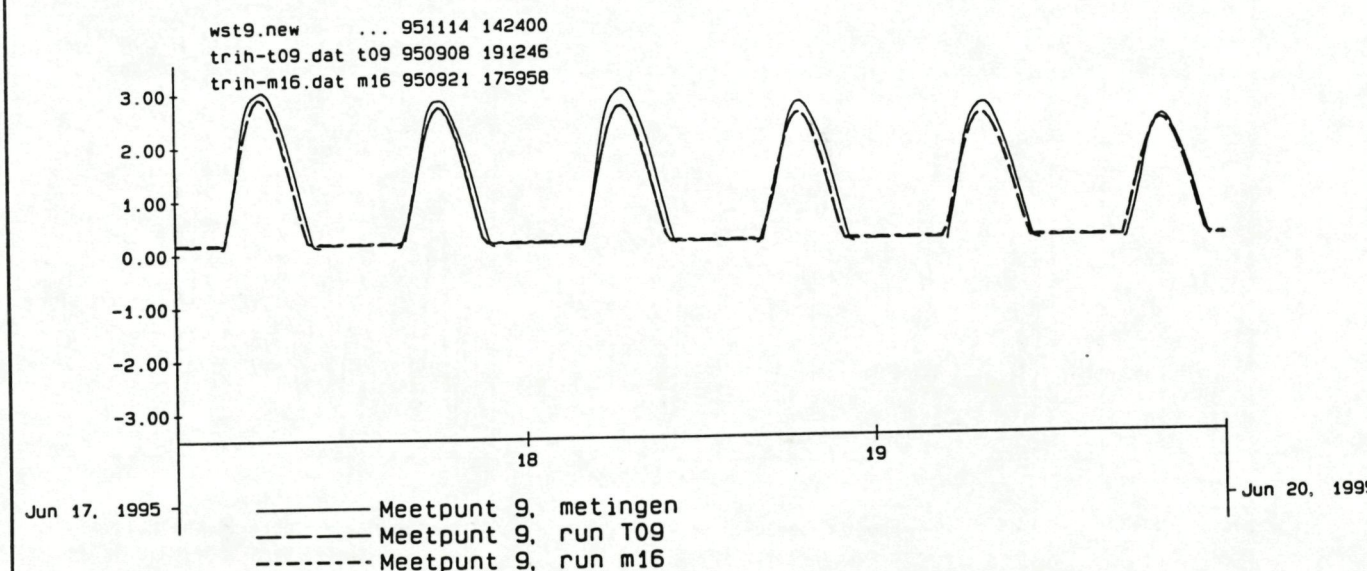
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.6b

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM





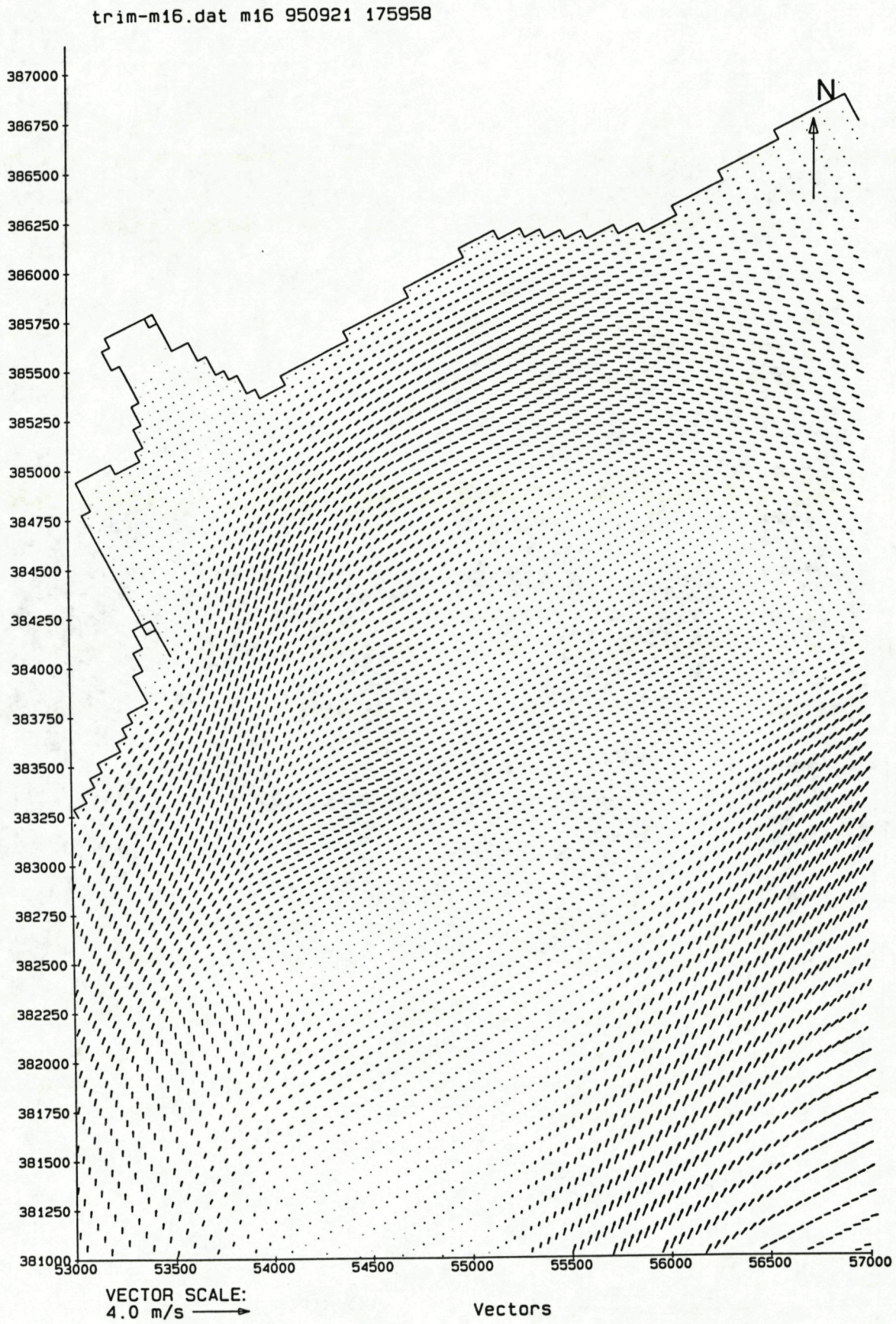


Stations Hansweert, Meetpunt 6 en Meetpunt 9
Berekende Waterstand tegen resp. voorspelling en metingen; Runs T09 en m16

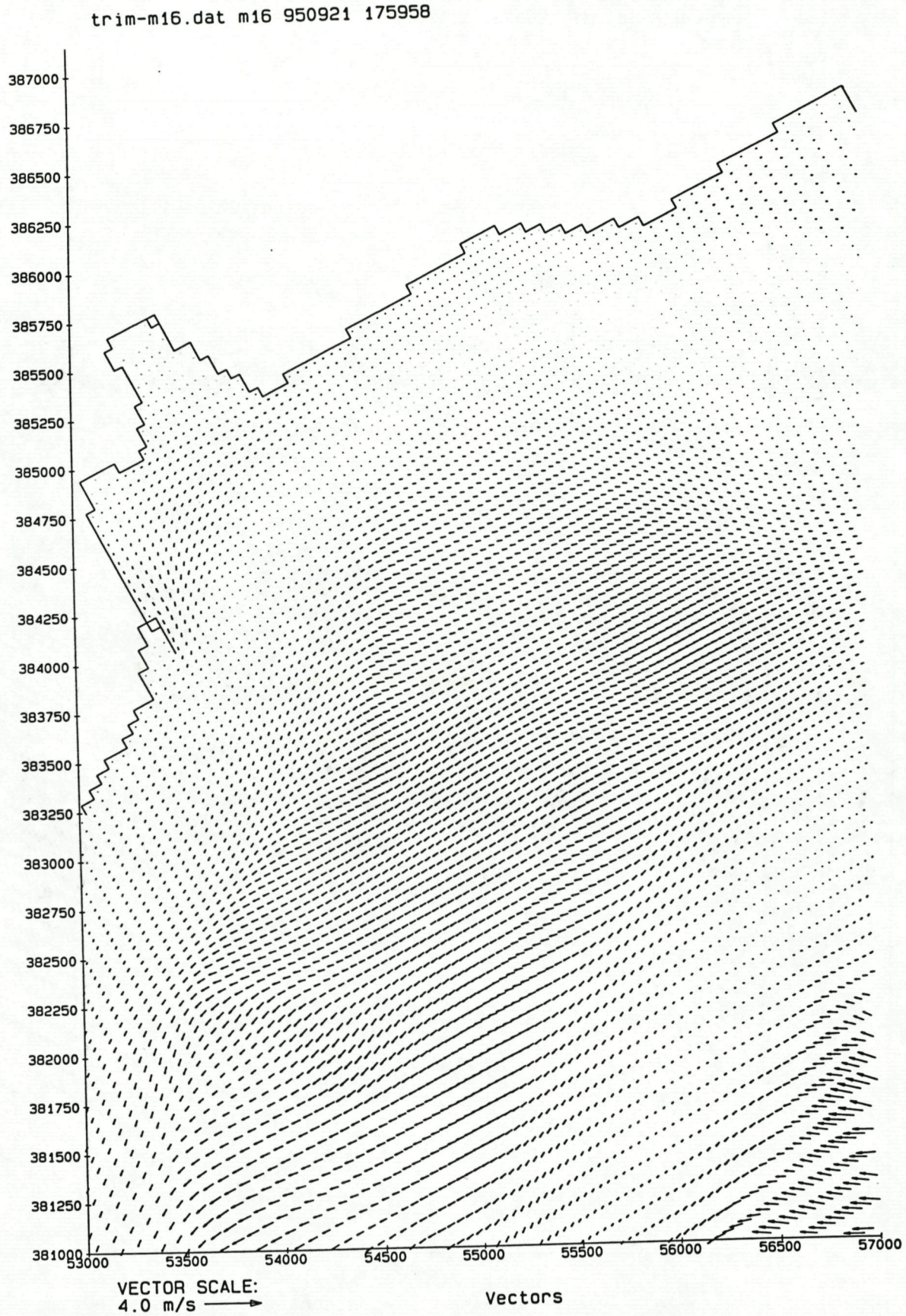
1995-11-14
14: 25: 40

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.6c



Snelheidsveld op tijdstip: 19 Juni 19: 40 run m16		1995-09-22 11: 49: 56
DELFT HYDRAULICS	Fig 5.7A	map1



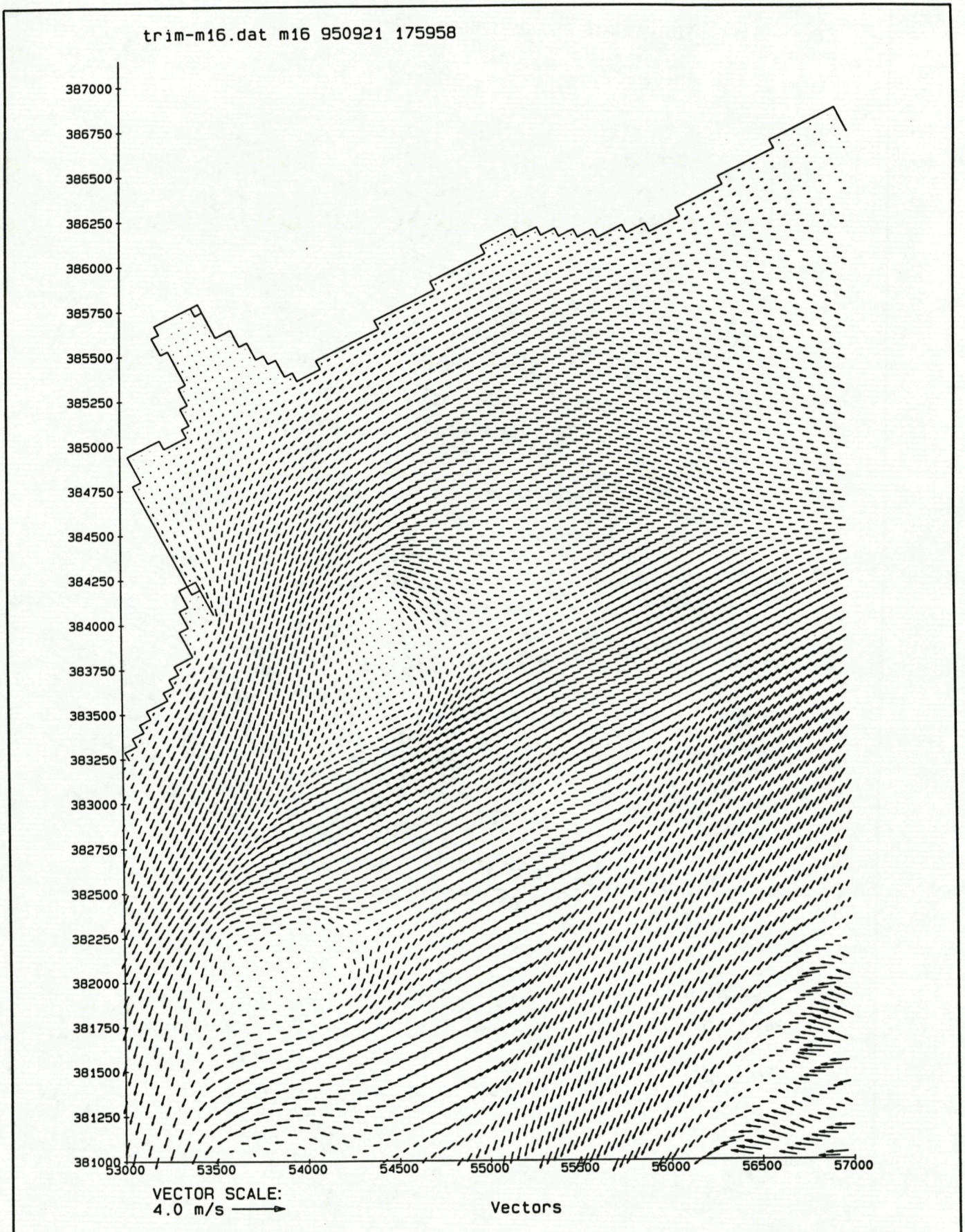
Snelheidsveld op tijdstip: 19 Juni 20: 40
run m16

1995-09-22
11: 49: 58

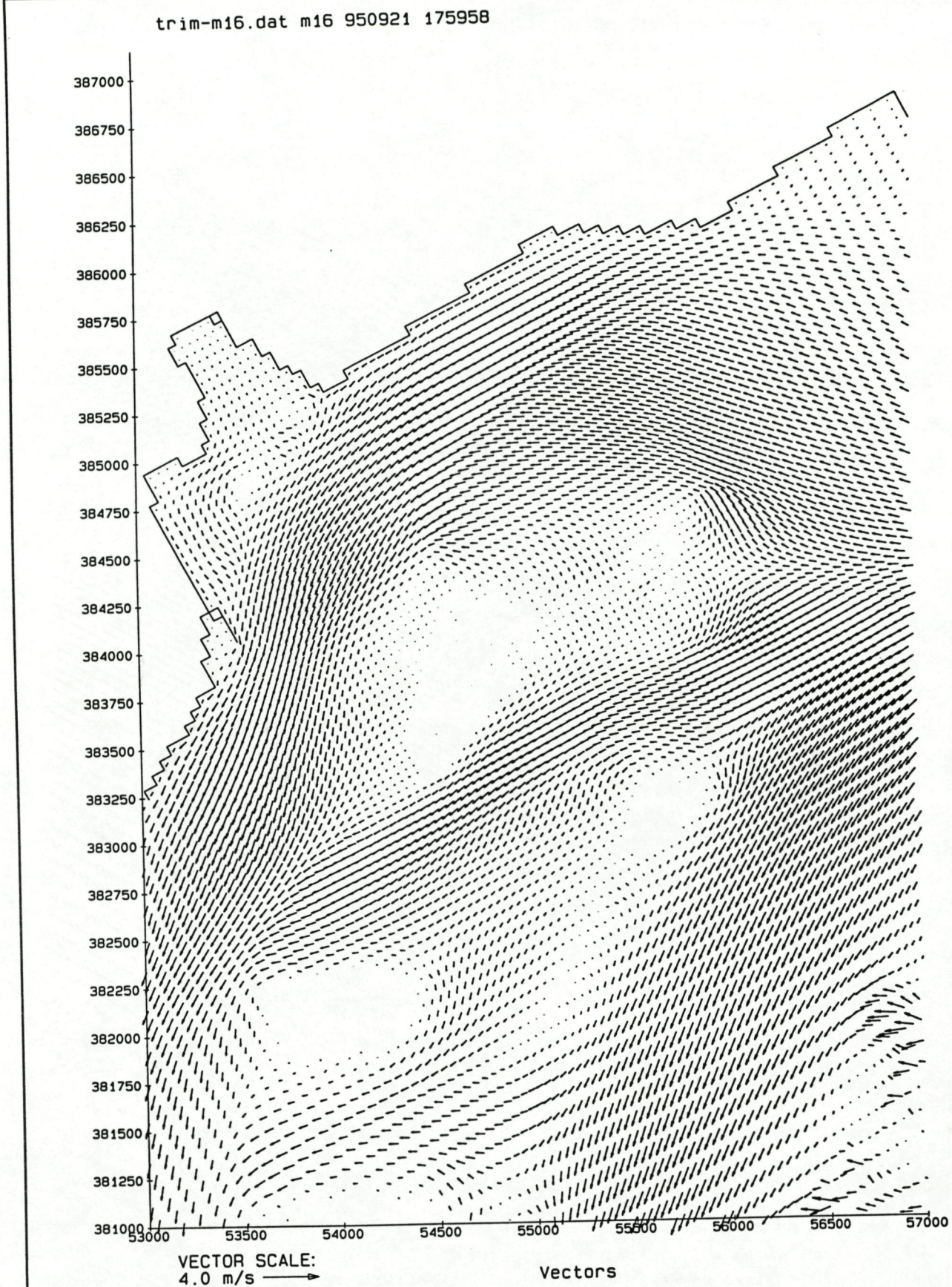
DELFT HYDRAULICS

Fig 5.7 B

map2

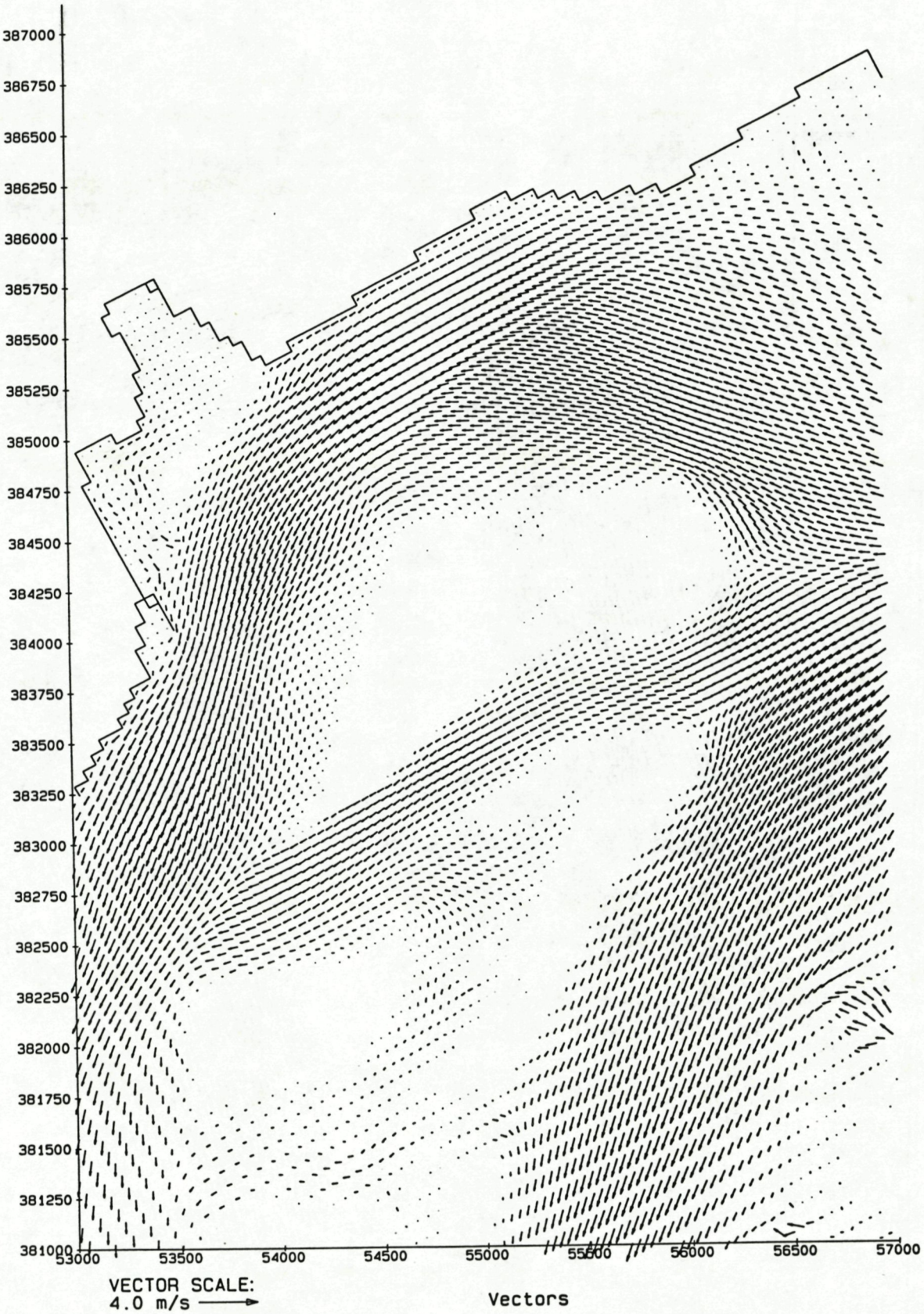


Snelheidsveld op tijdstip: 19 Juni 21: 40 run m16		1995-09-22 11: 49: 59
DELFT HYDRAULICS	Fig 5.7c	map3



Snelheidsveld op tijdstip: 19 Juni 22: 40 run m16		1995-09-22 11: 50: 01
DELFT HYDRAULICS	Fig 5.7 D	map4

trim-m16.dat m16 950921 175958



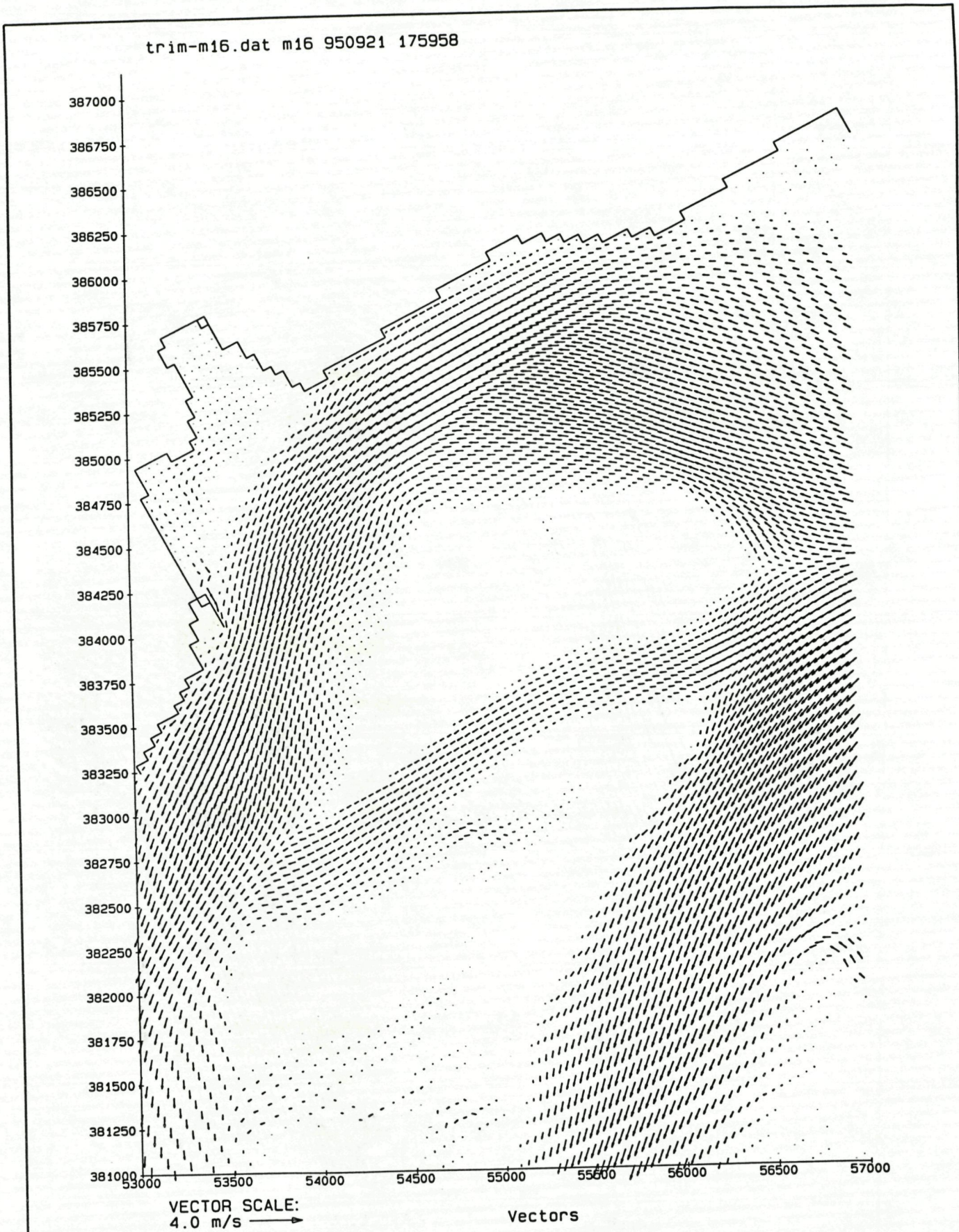
Snelheidsveld op tijdstip: 19 Juni 23: 40
run m16

1995-09-22
11: 50: 03

DELFT HYDRAULICS

Fig 5.7E

map5



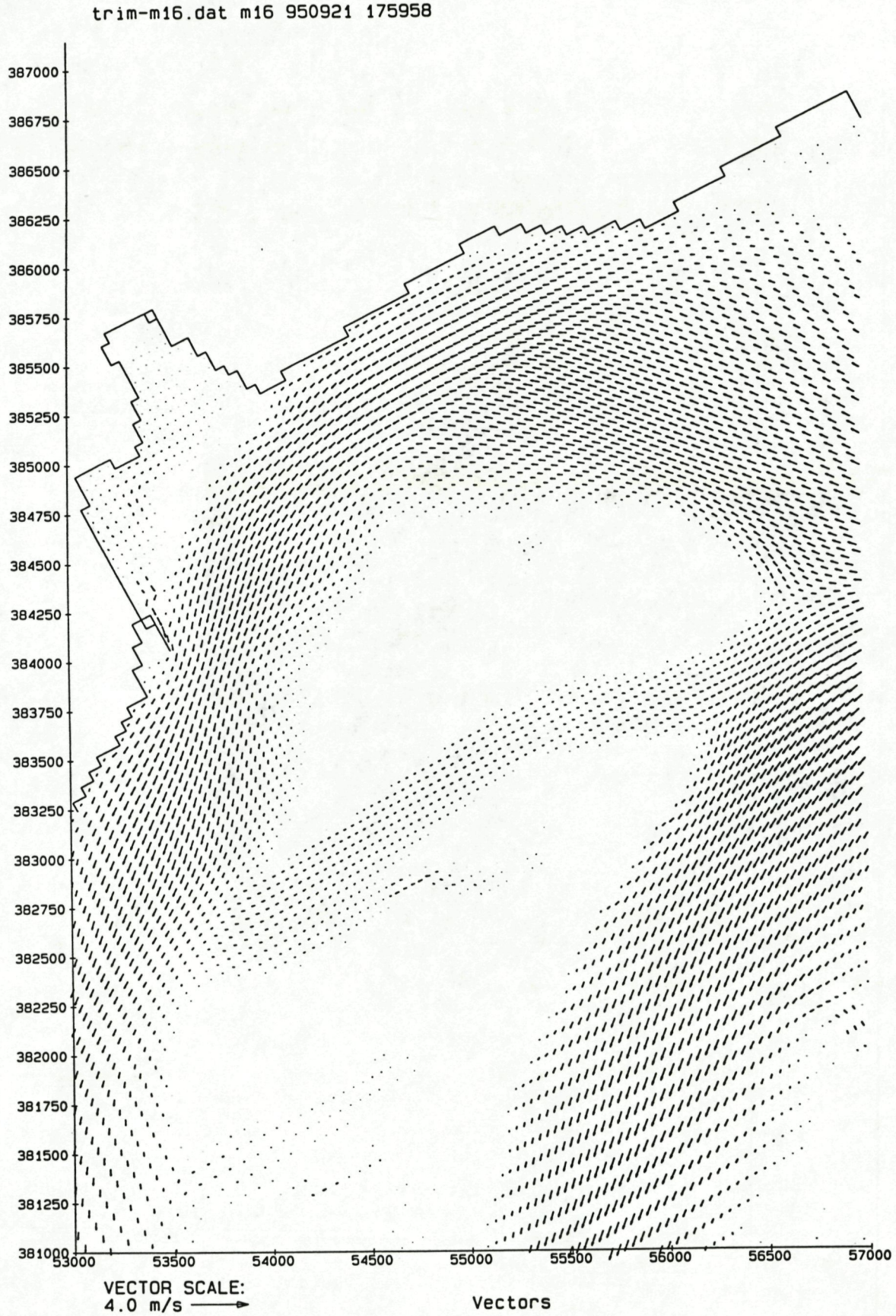
Snelheidsveld op tijdstip: 20 Juni 0: 40
run m16

1995-09-22
11: 50: 06

DELFT HYDRAULICS

Fig 5.7f

map6



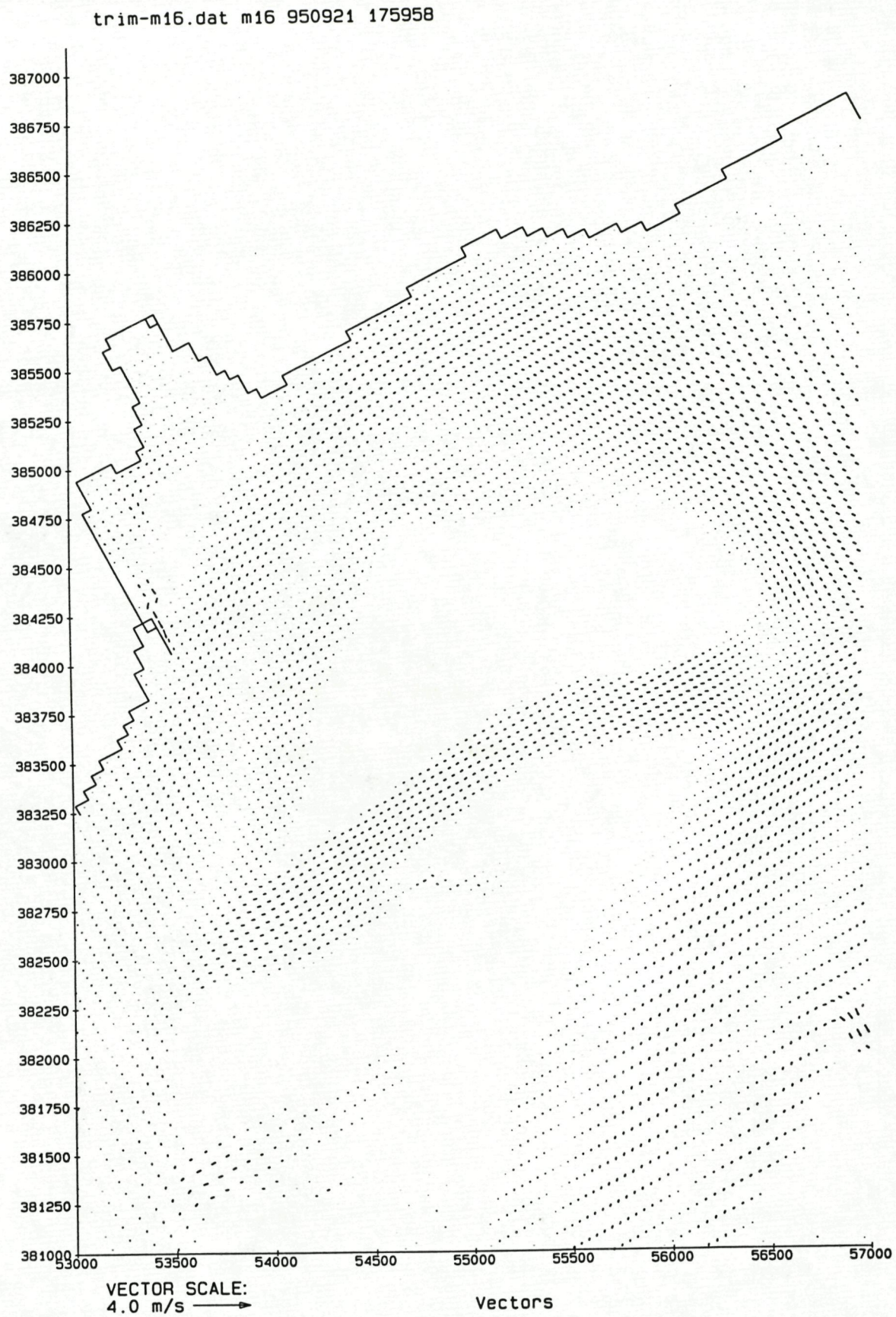
Snelheidsveld op tijdstip: 20 Juni 01: 40
run m16

1995-09-22
11: 50: 08

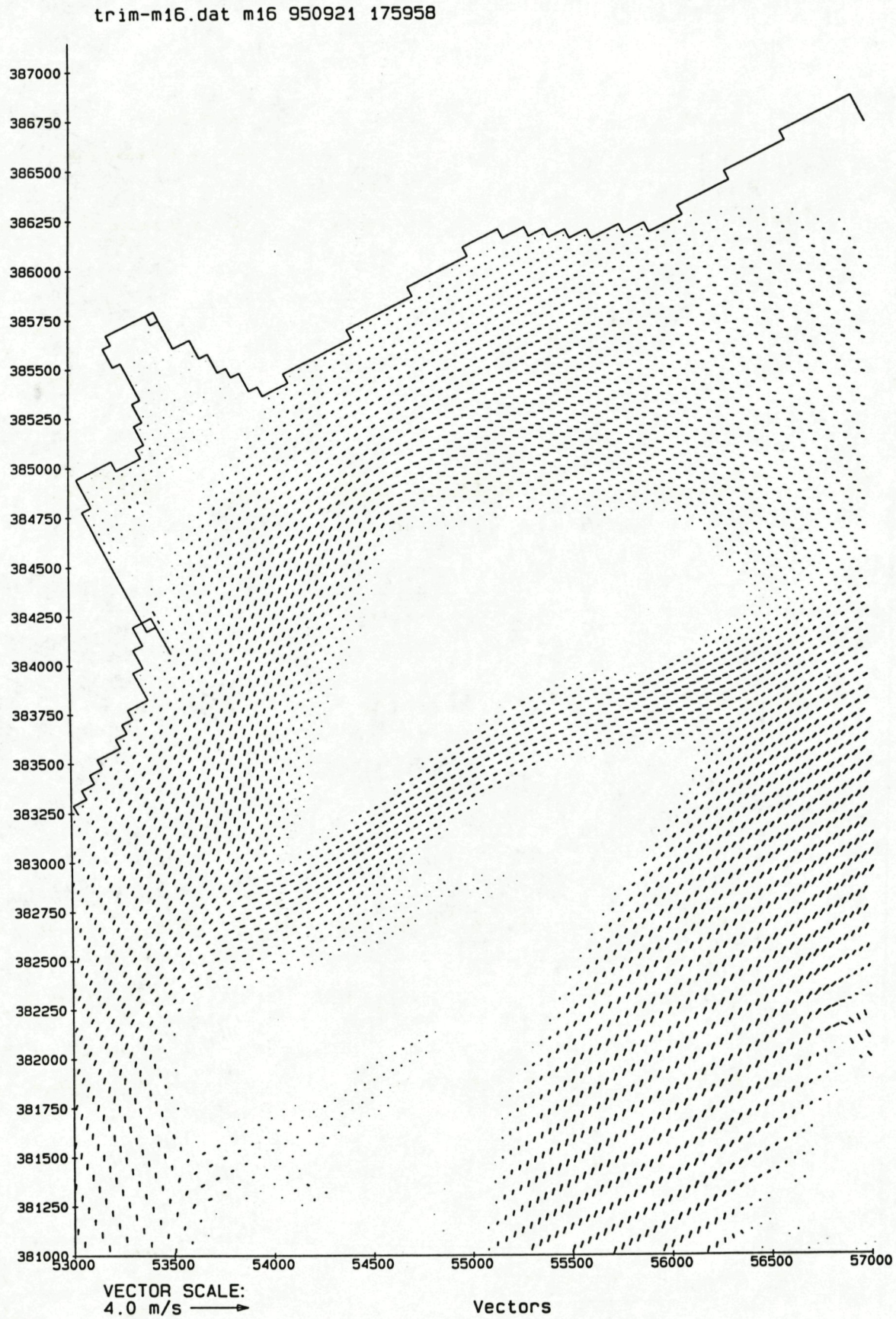
DELFT HYDRAULICS

Fig. 5.7 6

map7



Snelheidsveld op tijdstip: 20 Juni 02: 40 run m16		1995-09-22 11: 50: 11
DELFT HYDRAULICS	Fig. 5.7 H	map8



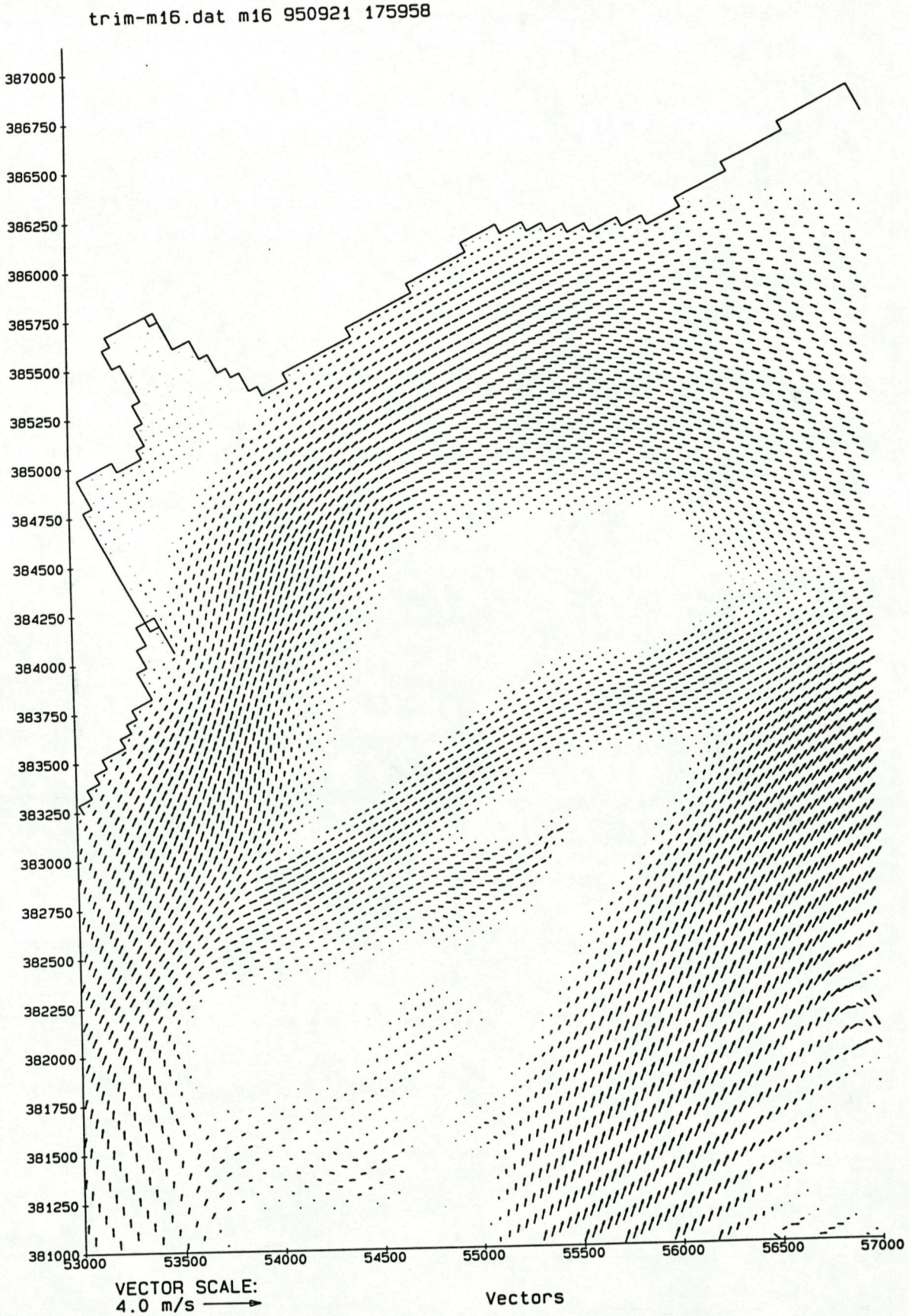
Snelheidsveld op tijdstip: 20 Juni 03: 40
run m16

1995-09-22
11: 50: 13

DELFT HYDRAULICS

Fig 5.7i

map9



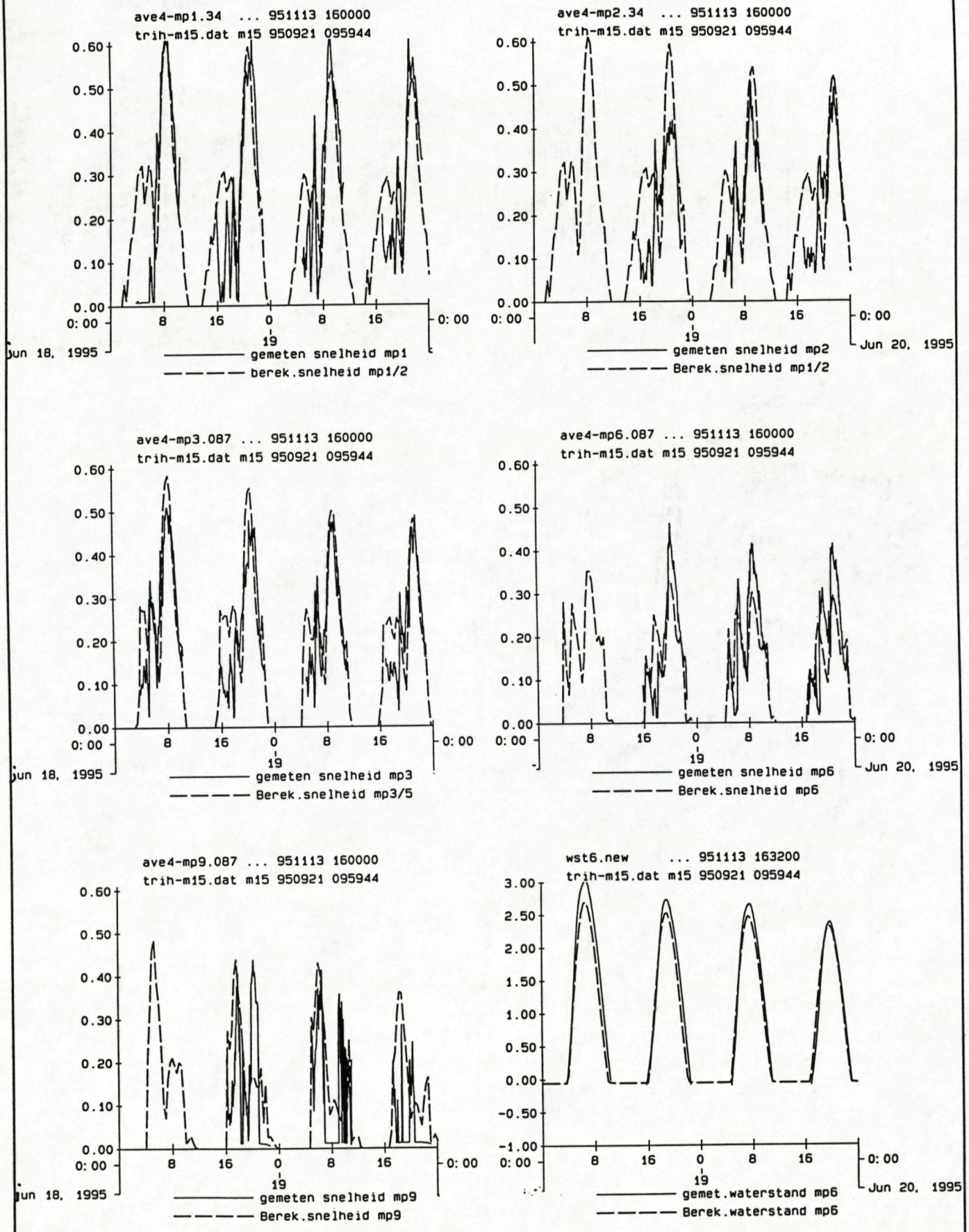
Snelheidsveld op tijdstip: 20 Juni 04: 40
run m16

1995-09-22
11: 50: 15

DELFT HYDRAULICS

Fig 5.7j

ma10

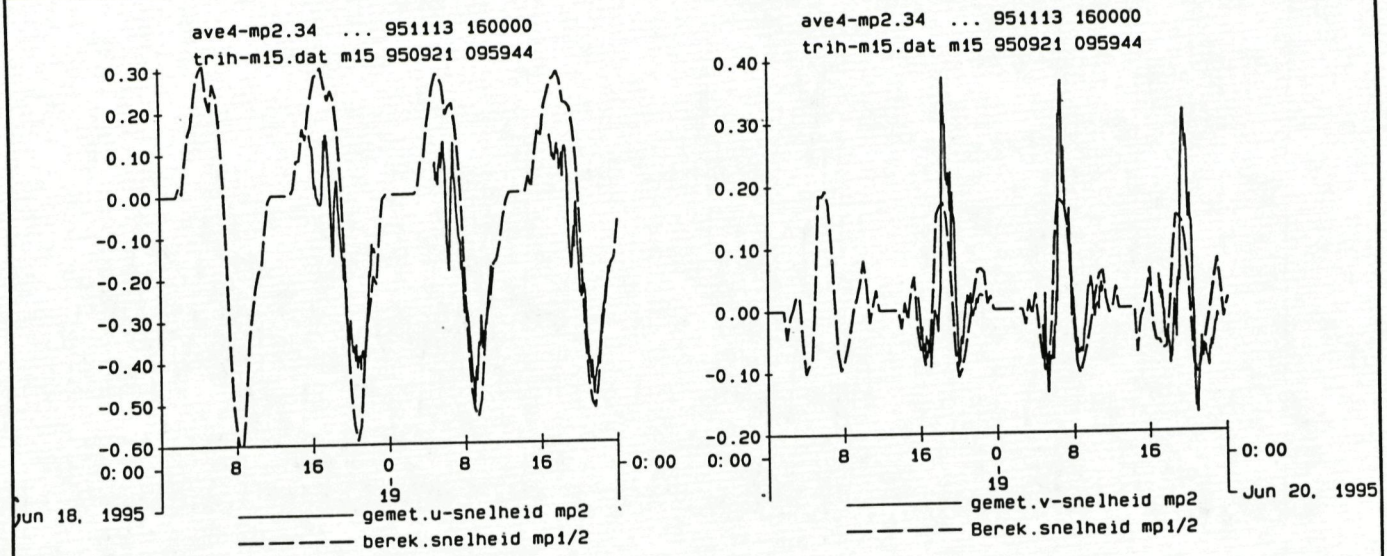


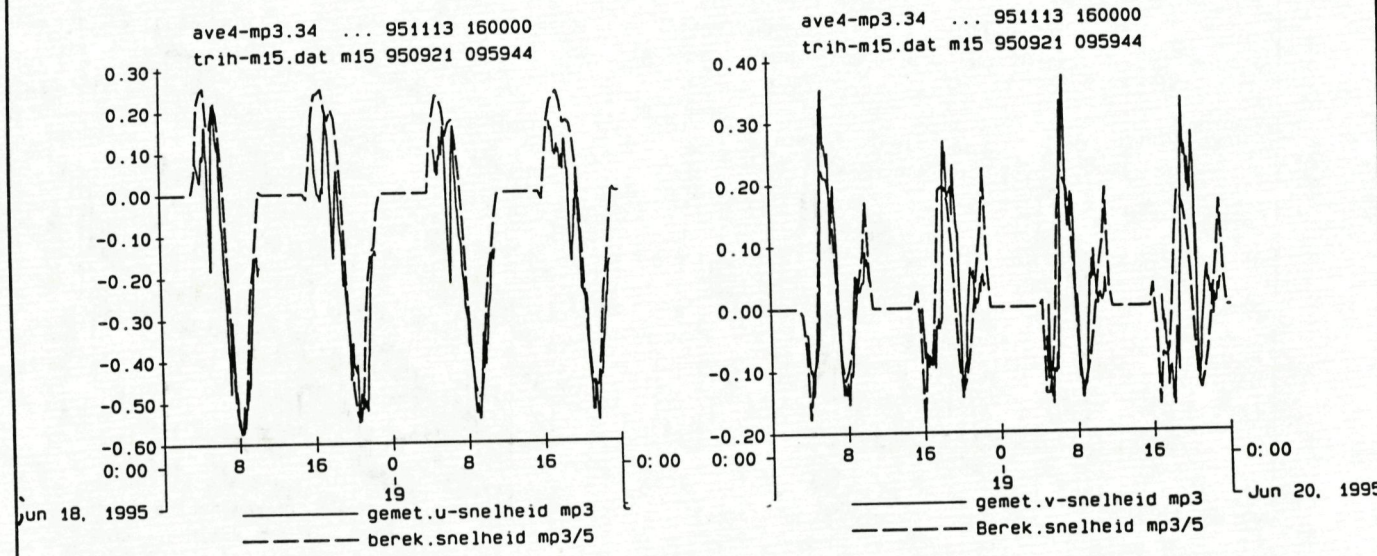
Run m15
Berekende tegen gemeten snelheden, mp1/2, mp3/5, mp6 en mp9. Berekende tegen gemeten waterstand, mp6

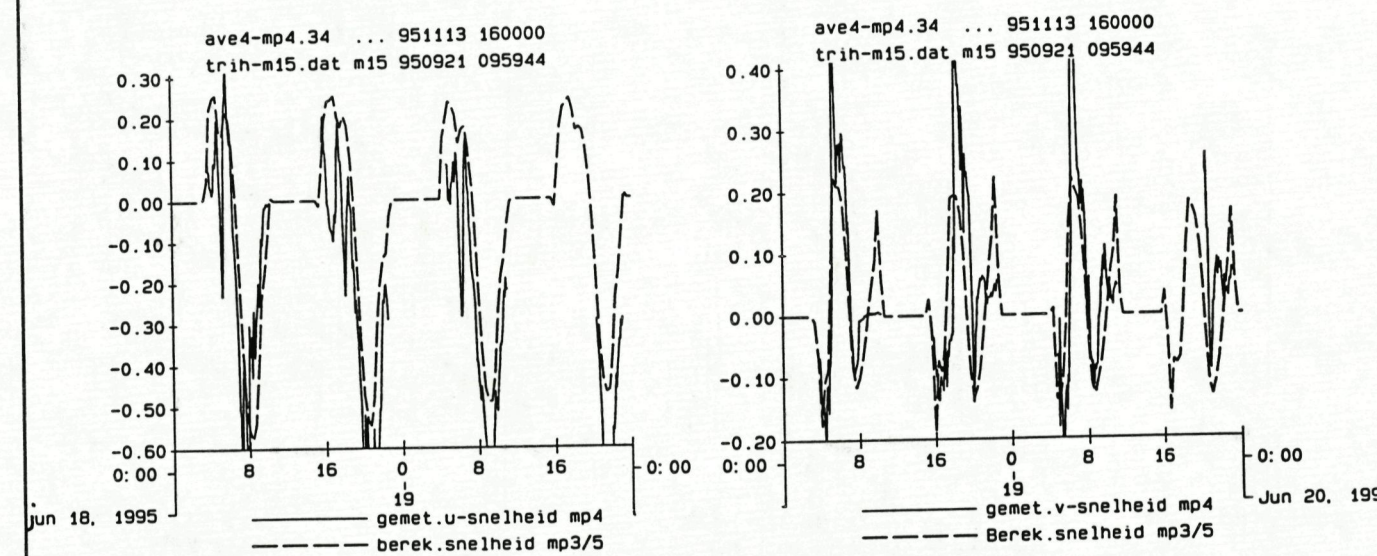
1995-11-13
16: 36: 15

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.8a





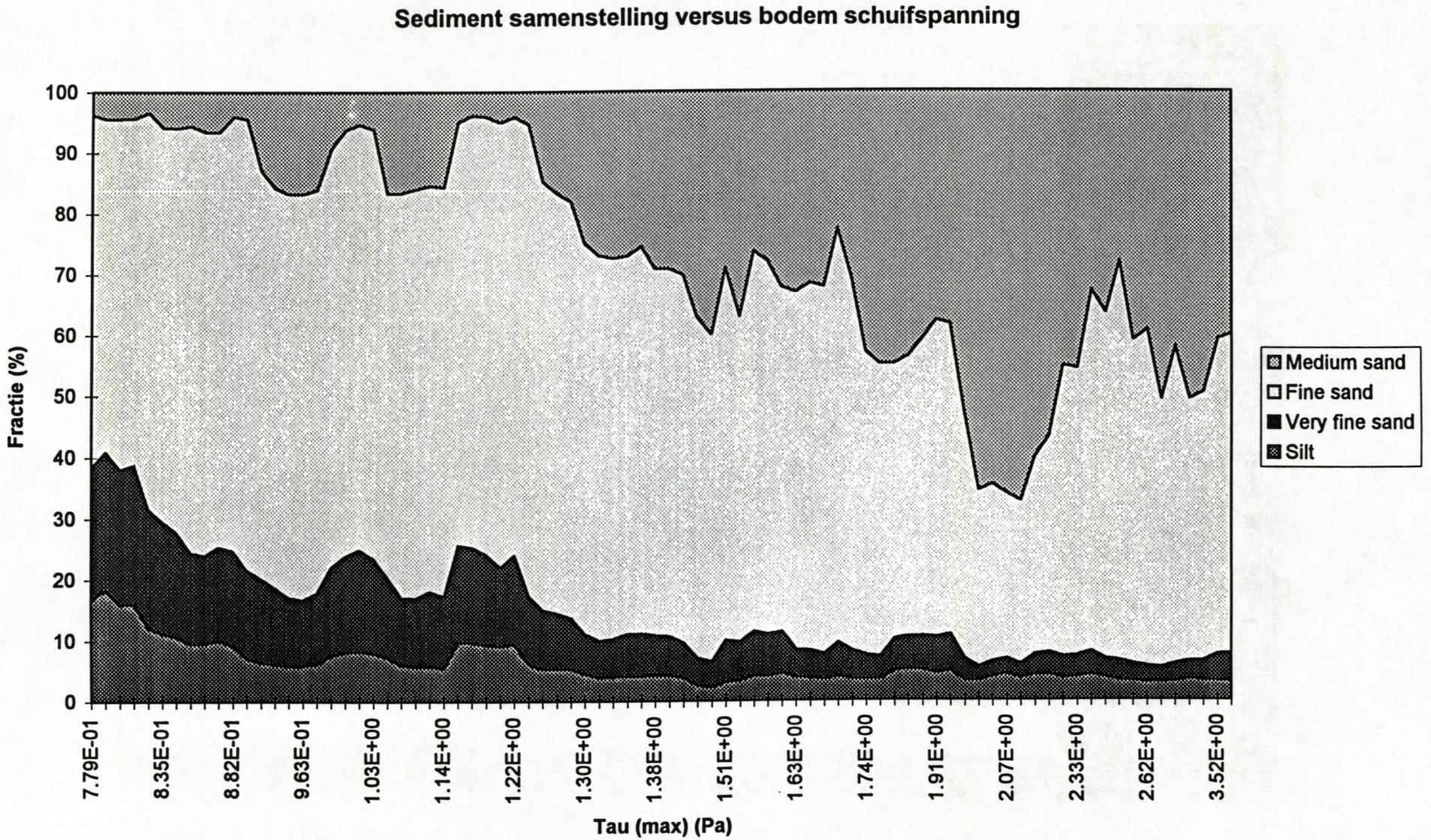


Run m15
Berekende tegen gemeten snelheidscomponenten
Meetpunt 1/2 en Meetpunt 3/5

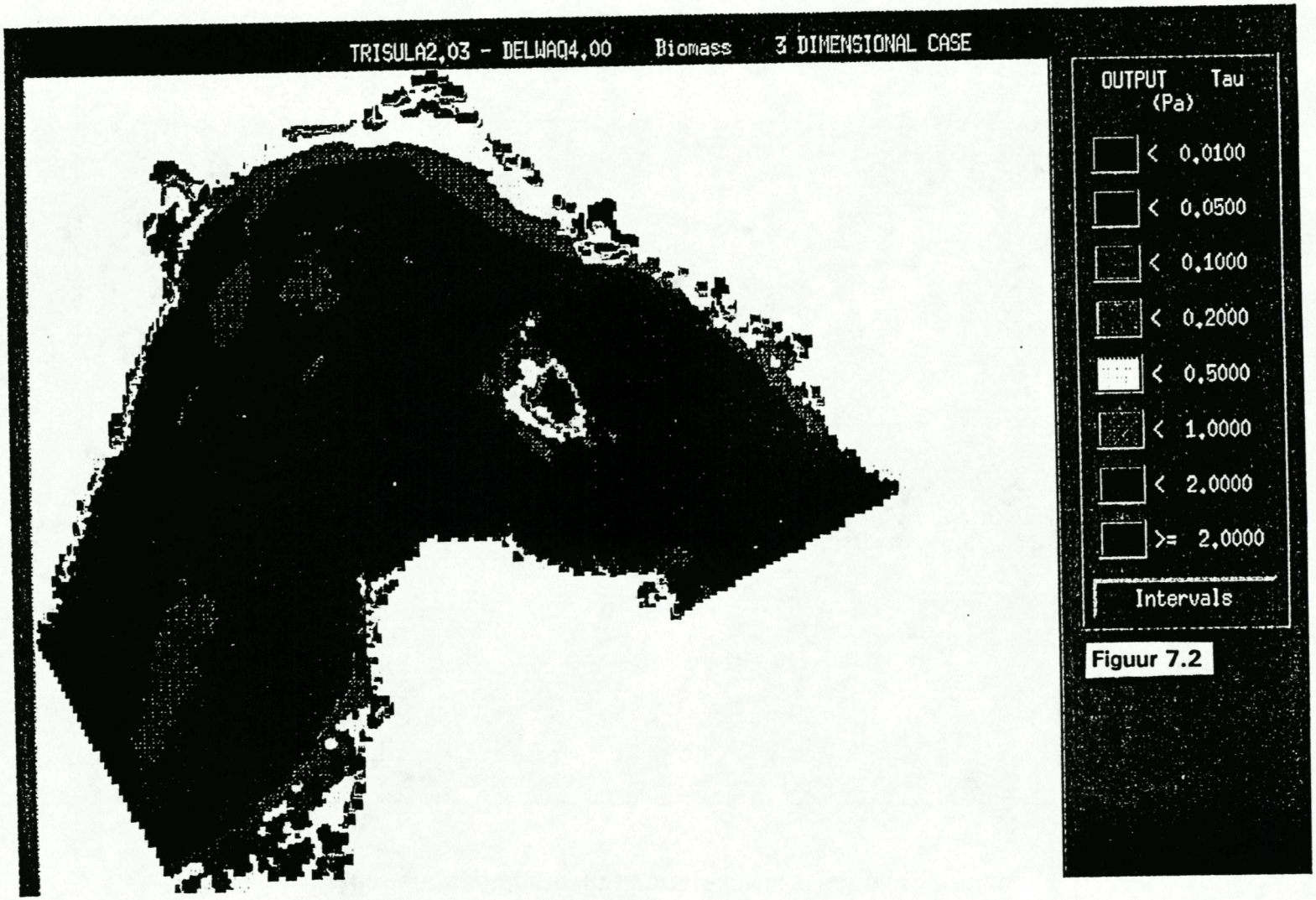
1995-11-13
17: 05: 25

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

fig 5.8b

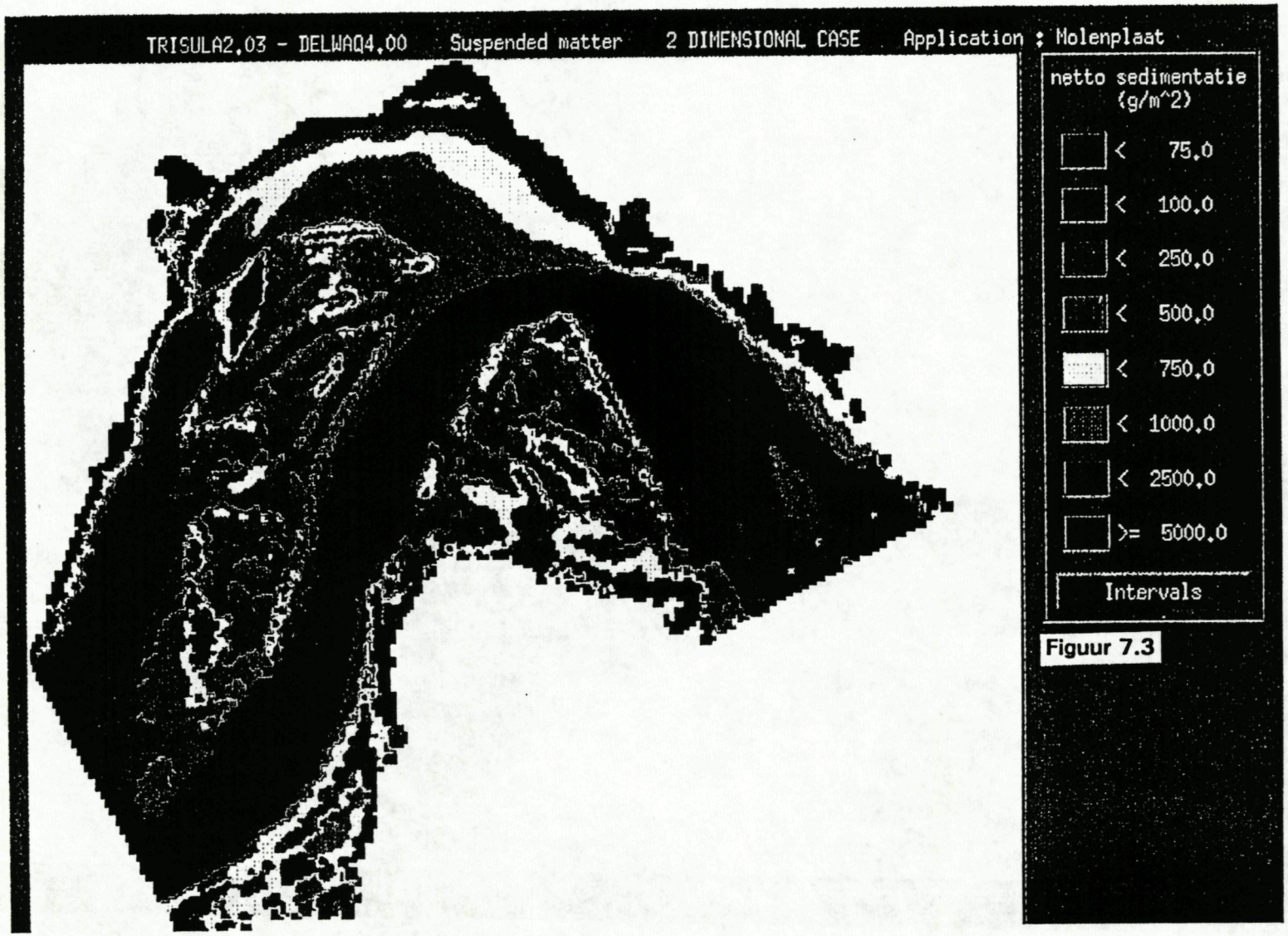


Figuur 7.1 **De relatie tussen de bodem schuifspanning en de sedimentsamenstelling**



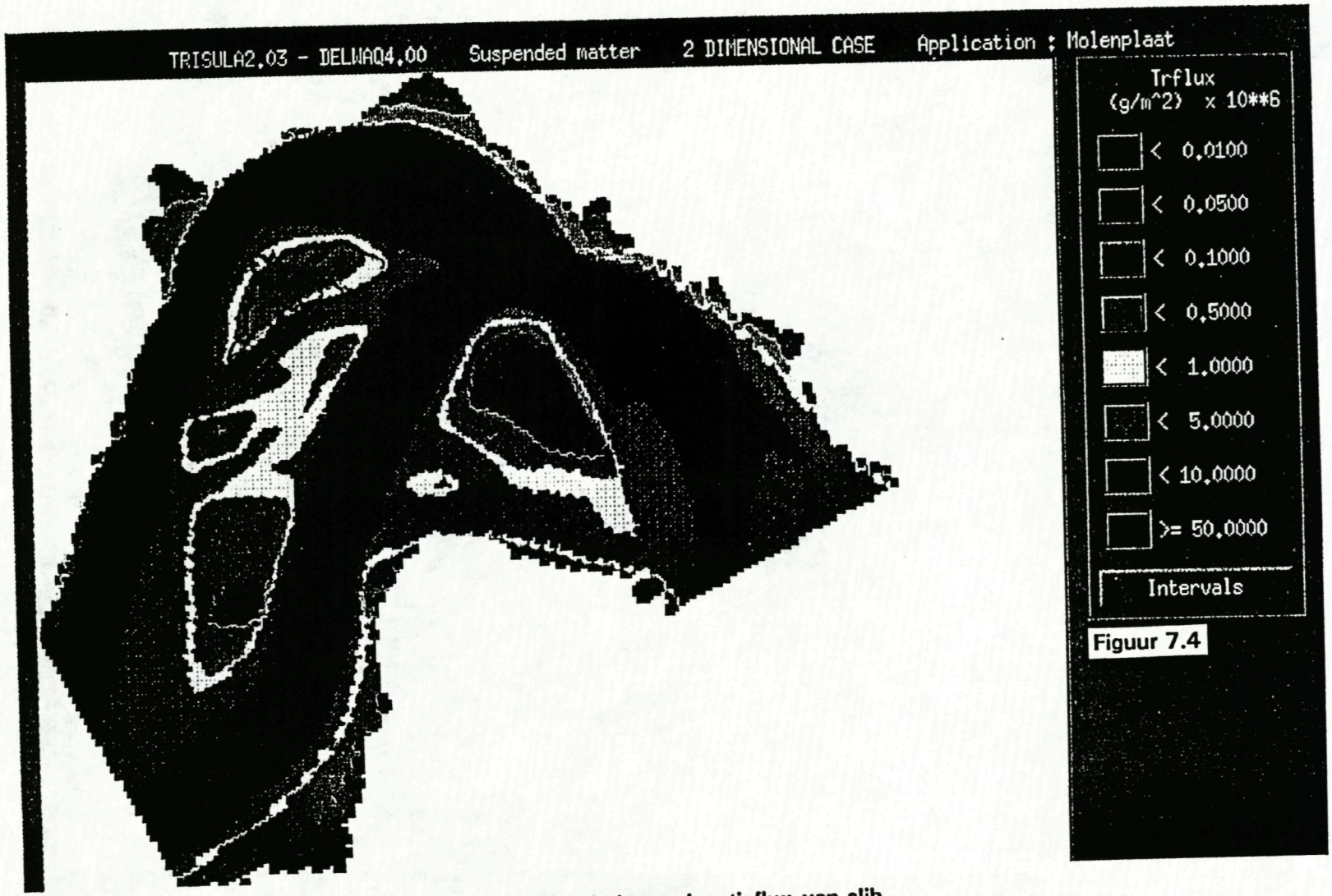
Figuur 7.2

Ruimtelijke verdeling van de maximale bodemschuifspanning



Figuur 7.3

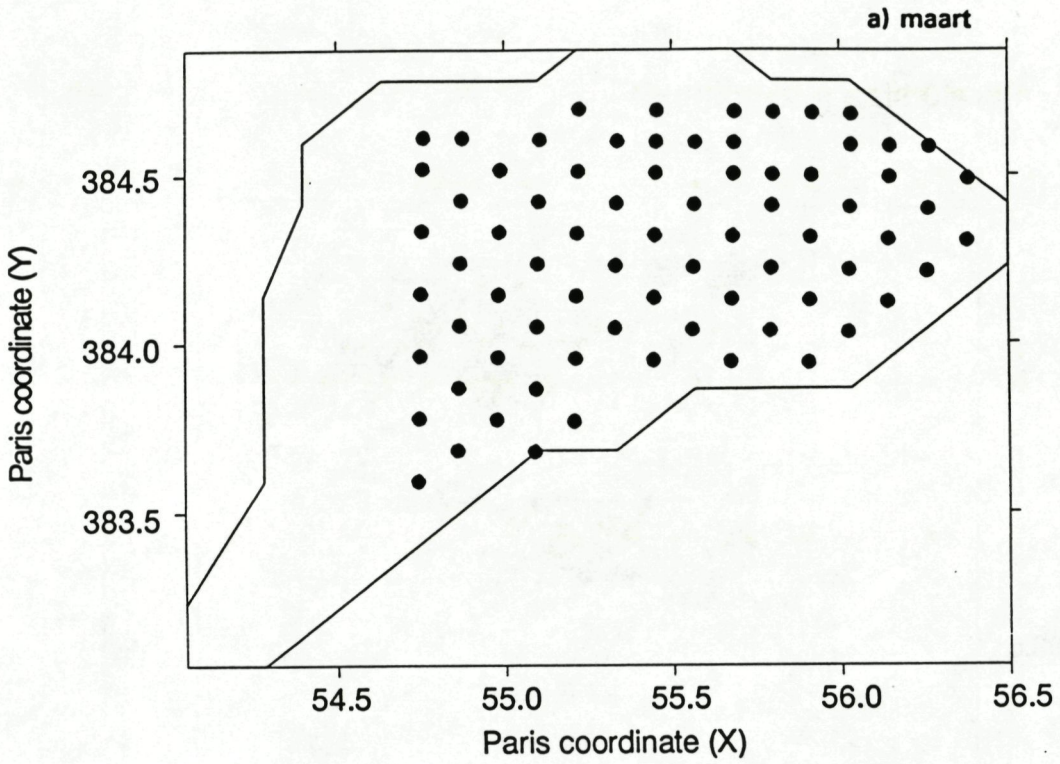
Ruimtelijke verdeling van de netto dagelijkse cumulatieve slib-sedimentatieflux



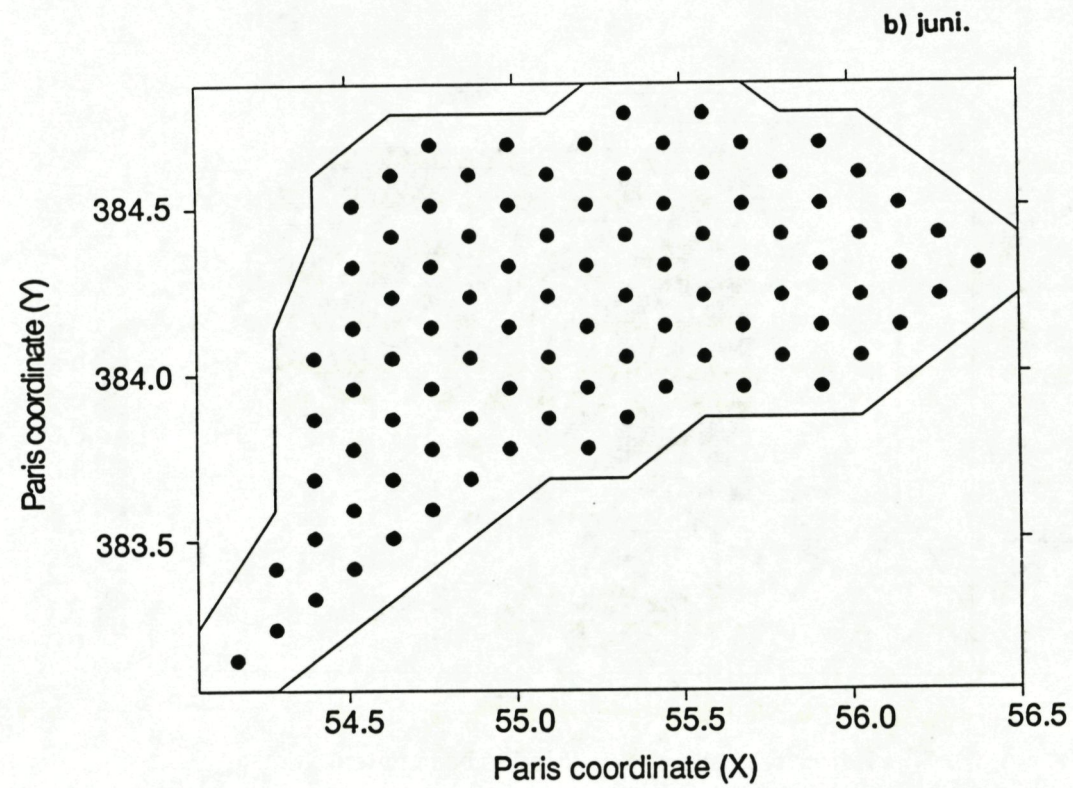
Figuur 7.4

Ruimtelijke verdeling van de dagelijkse cumulatieve advectieflux van slib

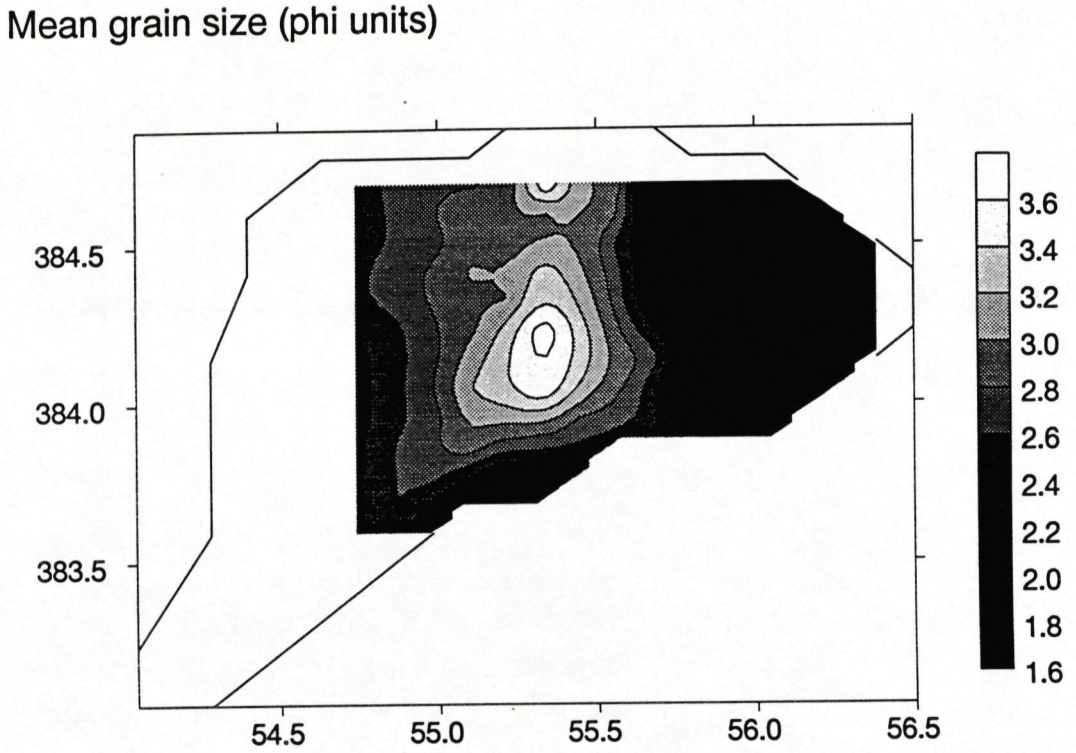
Bemonstering macrobenthos maart



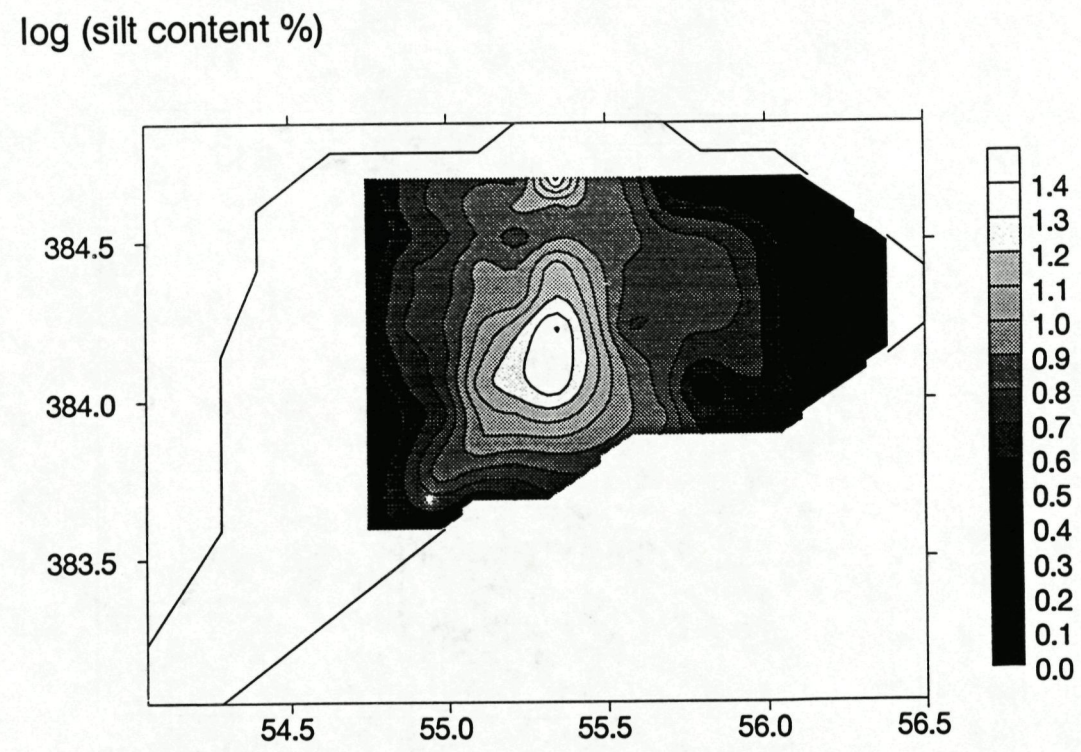
Bemonstering macrobenthos juni



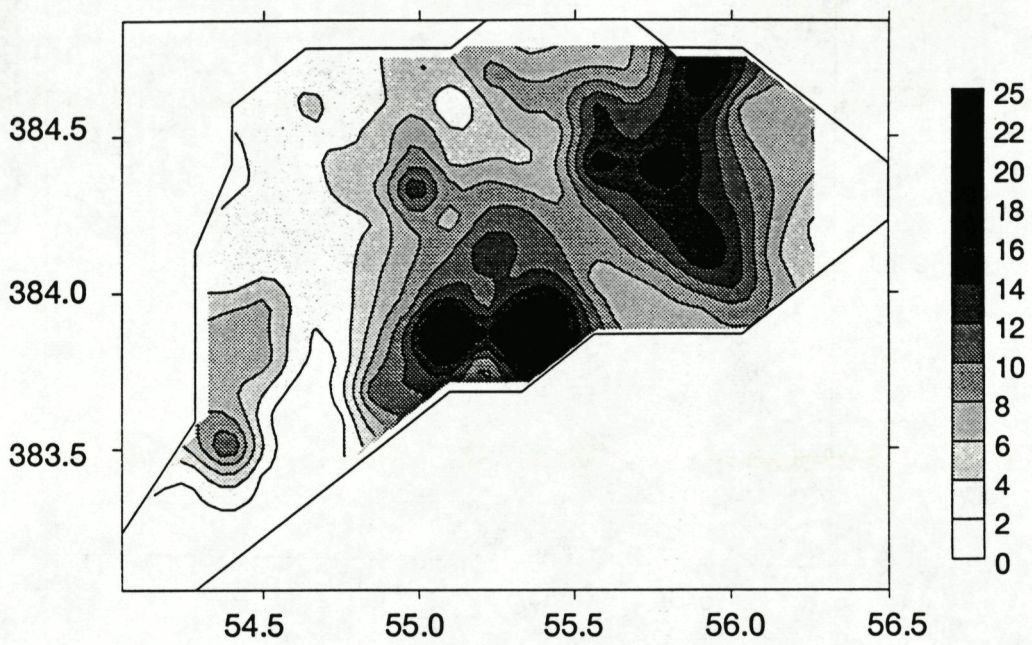
Figuur 8.1 **De positie van de monsterplaatsen op de Molenplaat bij de bemonstering in:** 1995



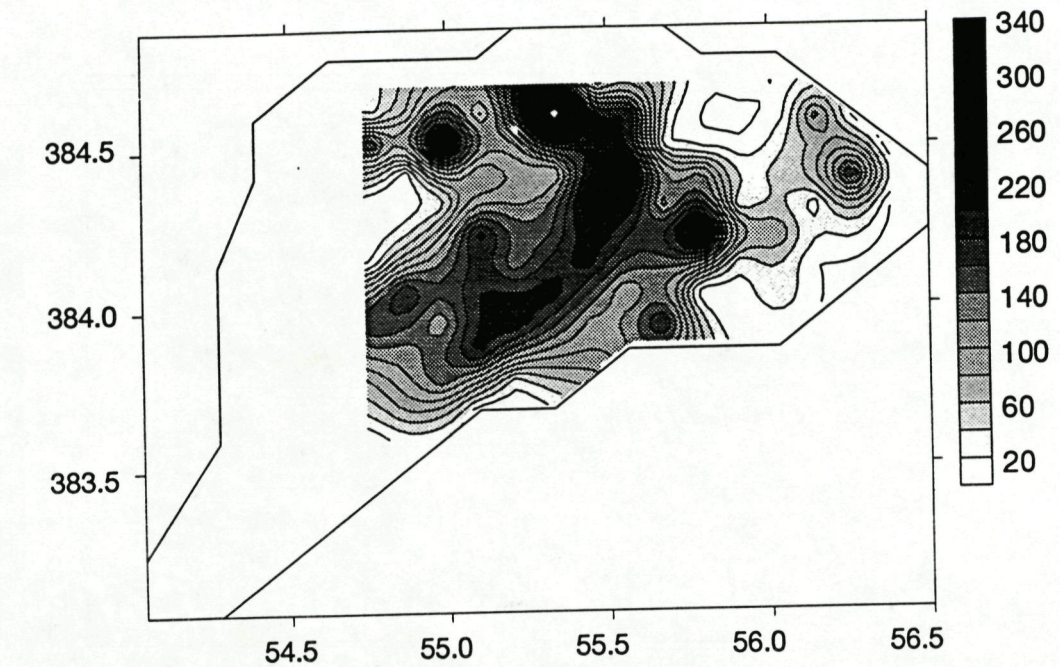
Figuur 8.2 **De gemiddelde korrelgrootte van de locaties bemonsterd in maart**

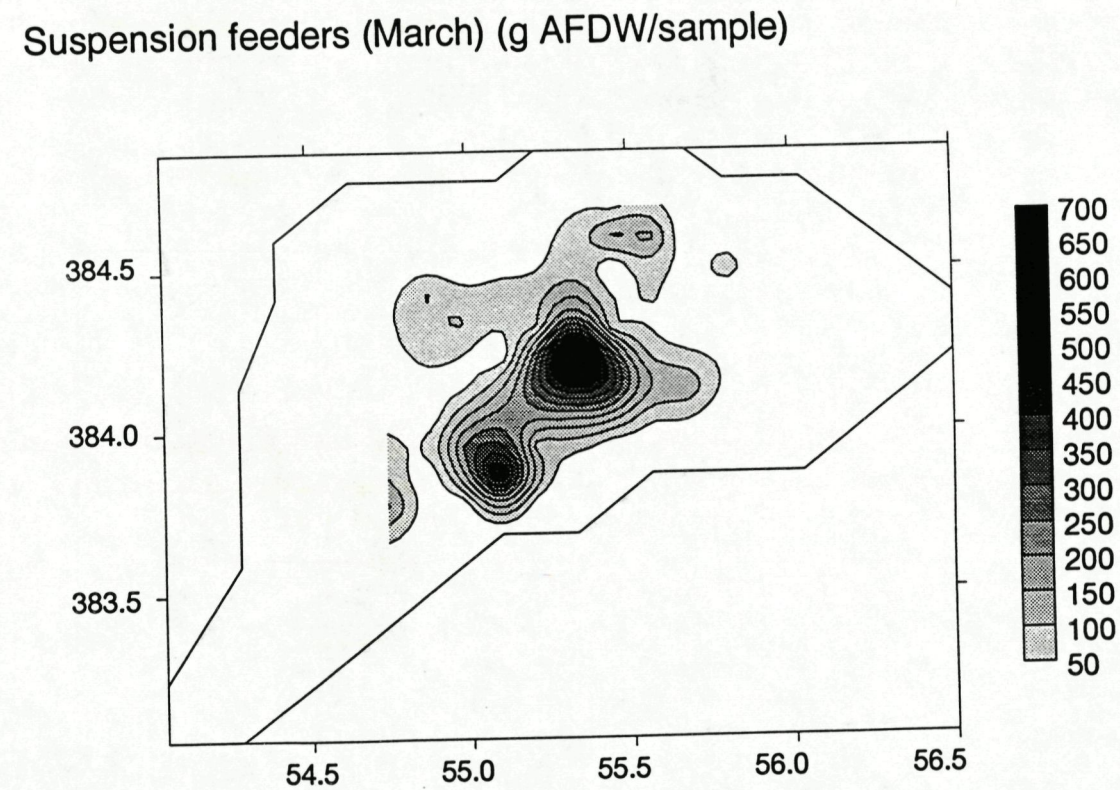


Figuur 8.3 **Het gehalte slib van de locaties bemonsterd in maart**

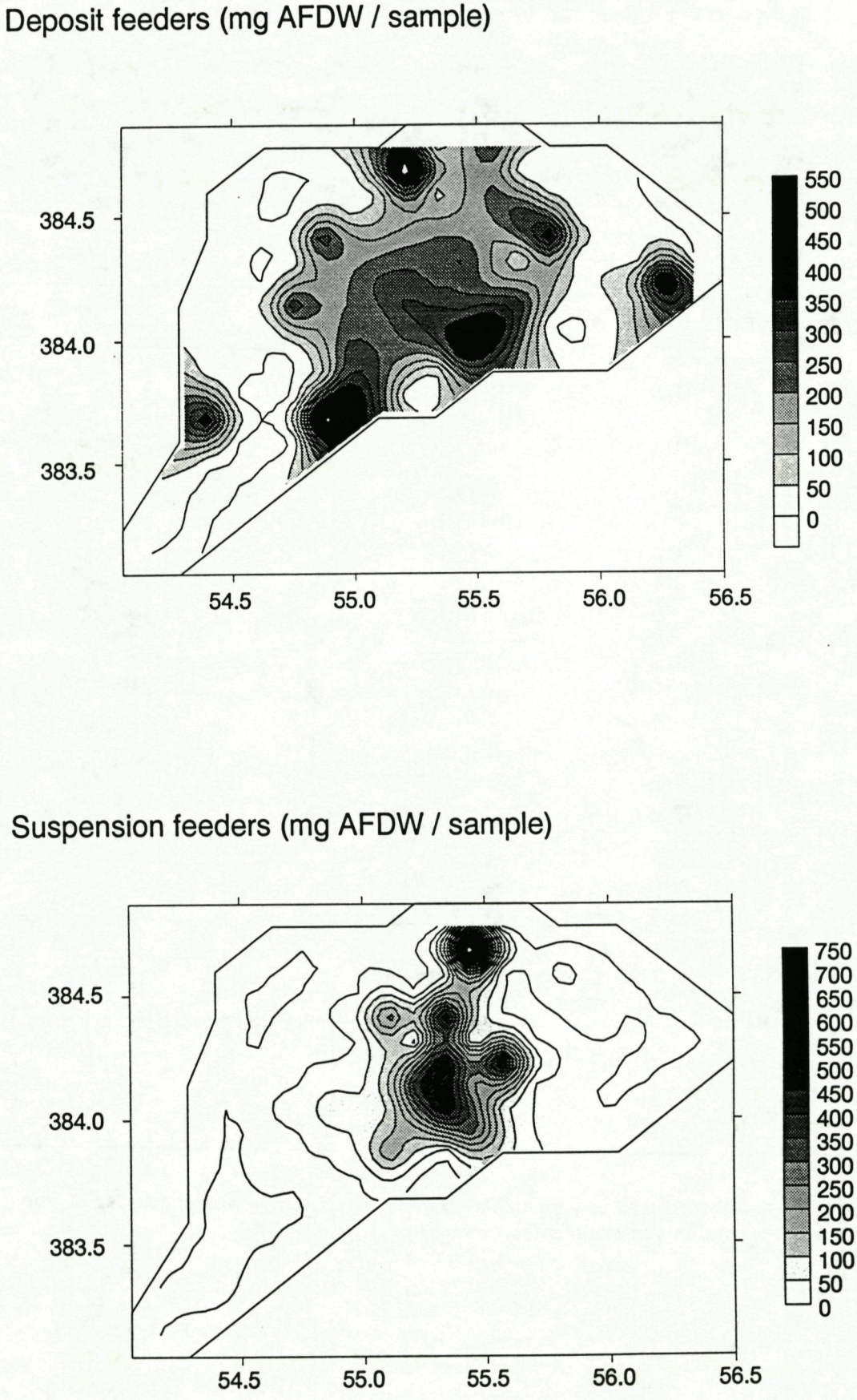


Figuur 8.4 **De ruimtelijke verdeling van het chlorofylgehalte in het oppervlakkige sediment**

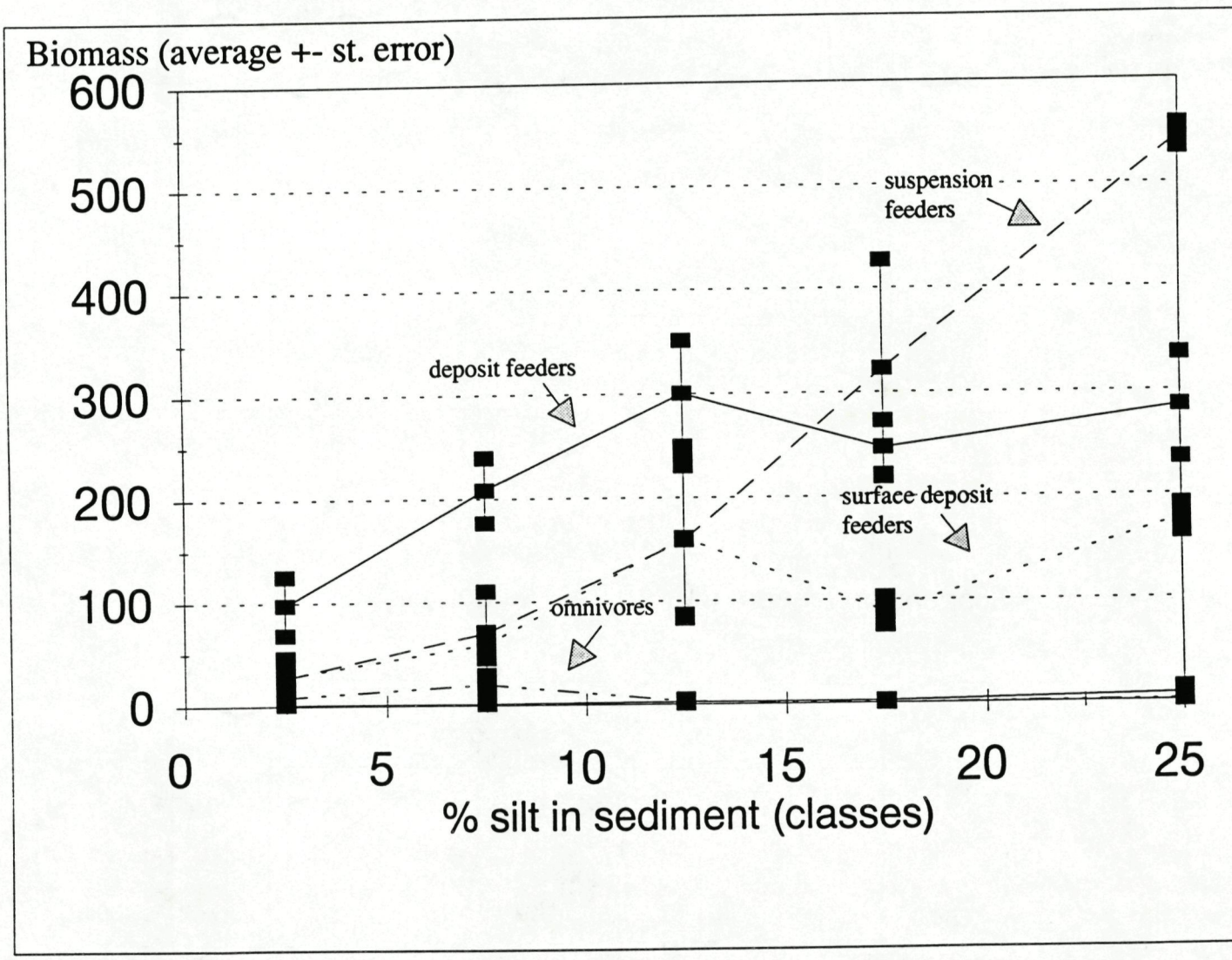




Figuur 8.5 **De ruimtelijke verdeling van de dominante voedingsgroepen (suspensie-eters en diepe depositie-eters) voor de bemonstering van maart**

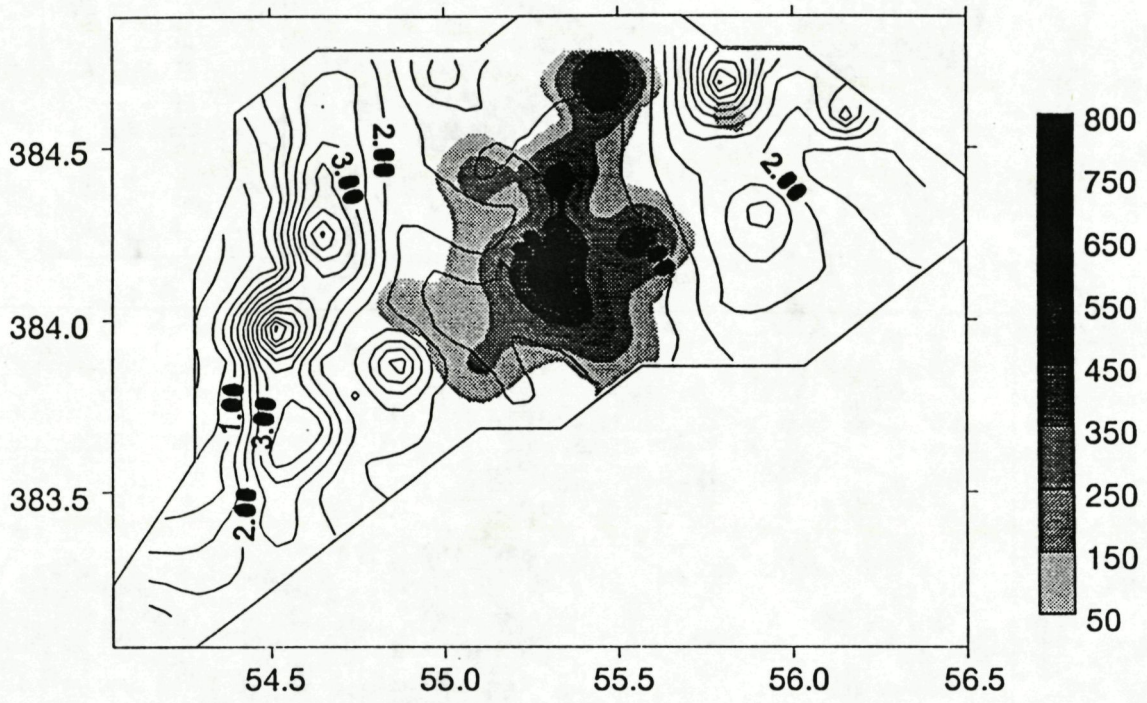


Figuur 8.6 **De ruimtelijke verdeling van de dominante voedingsgroepen (suspensie-eters en diepe depositie-eters) voor de bemonstering van juni**



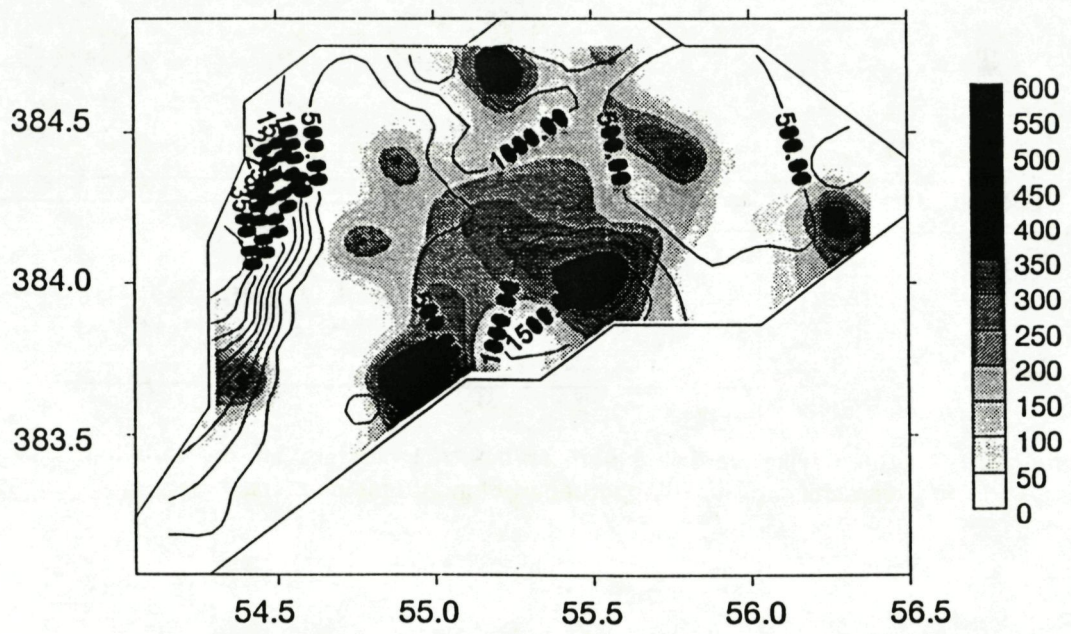
Figuur 8.7 **De verdeling van de fauna over de verschillende voedingsgroepen voor klassen van sedimentsamenstelling.**

Suspension feeders (shades, mg AFDW/sample) superimposed on bottom shear stress (lines, Pa)

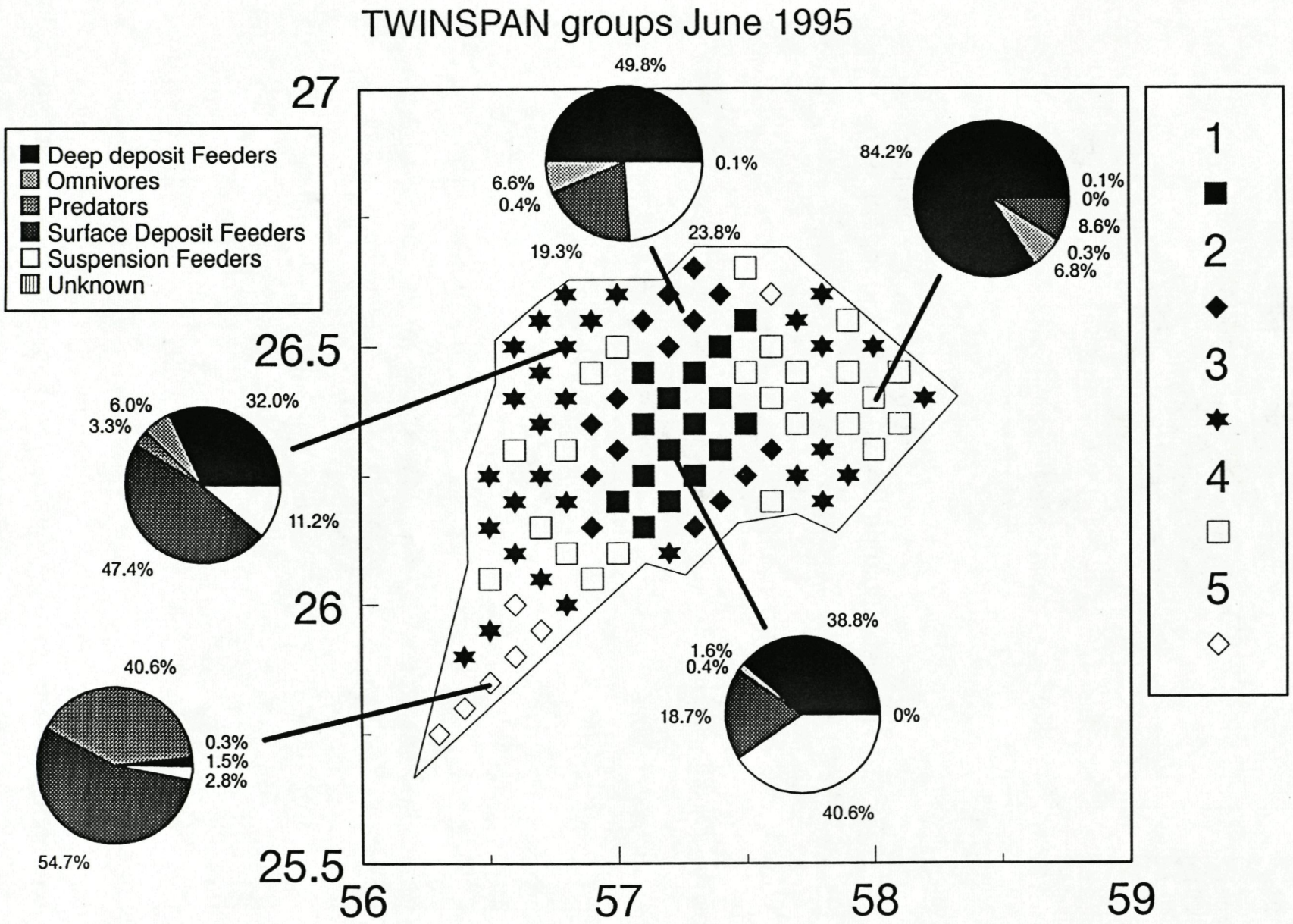


Figuur 8.8a **Ruimtelijke verdeling van suspensie-eters en schuifspanningen op de bodem**

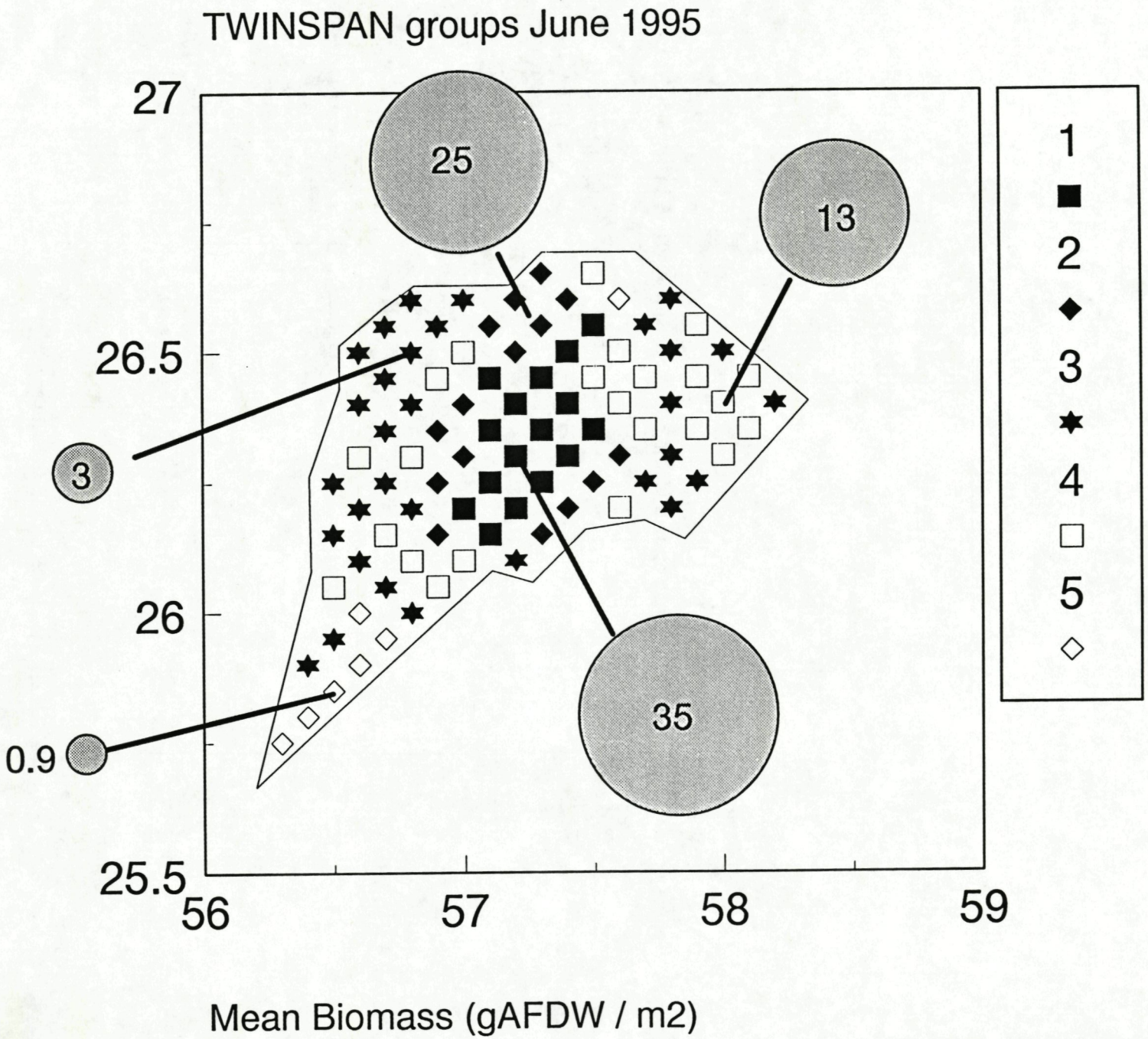
Deposit feeder biomass (shades) superimposed on net sedimentation rates (lines)



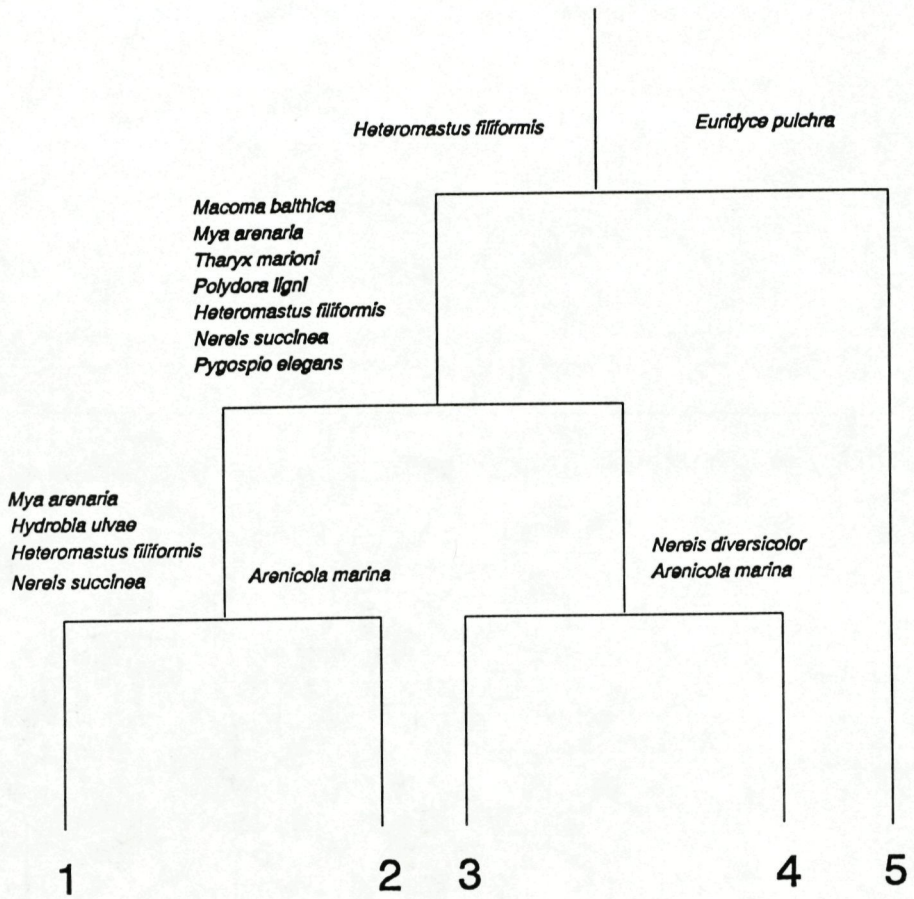
Figuur 8.8b **Ruimtelijke verdeling van depositie-eters en netto slib-sedimentatieflux**



Figuur 8.9 Ruimtelijke verdeling van TWINSPAN clusters en de verdeling van de verschillende voedingsgroepen binnen deze clusters

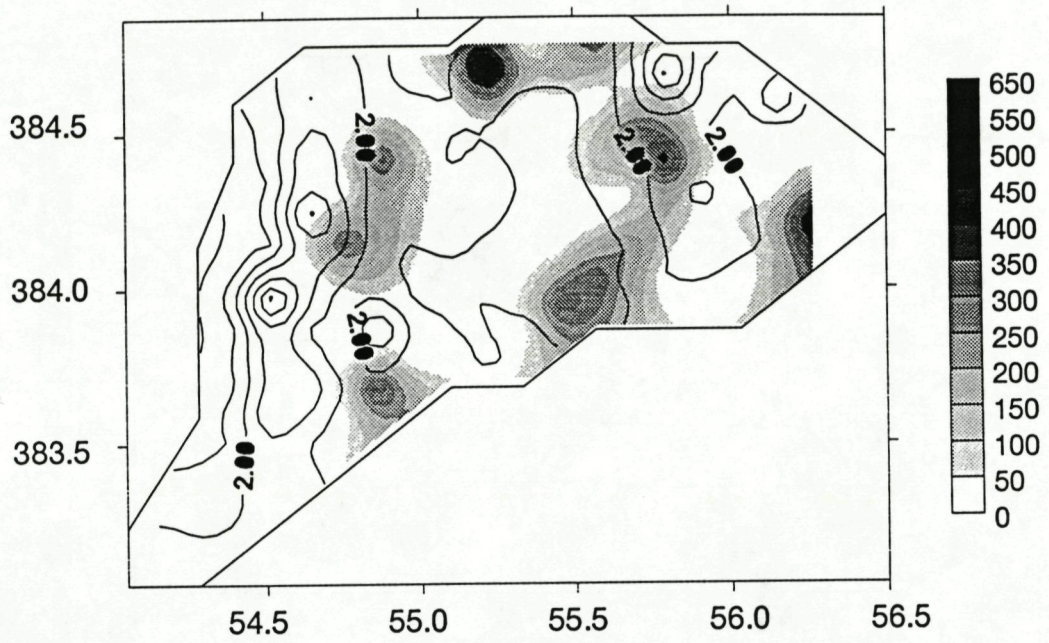


Figuur 8.10 Ruimtelijke verdeling van TWINSPAN clusters en de gemiddelde biomassa van deze clusters



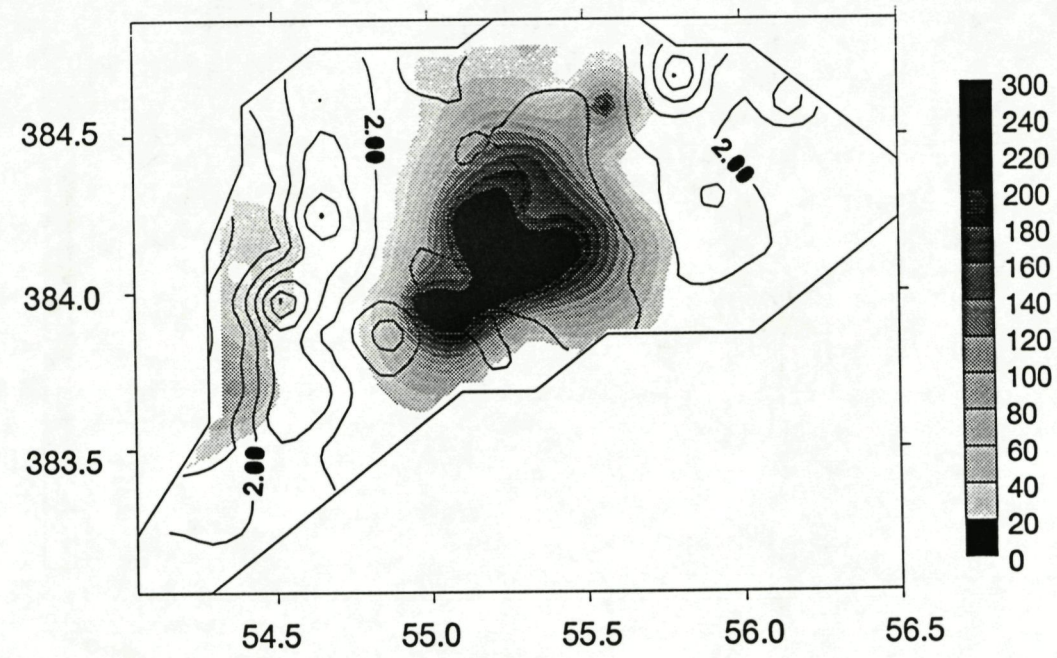
Figuur 8.11 Hiërarchisch clusterdiagram met de indicatorsoorten van de verschillende onderverdelingen.

Arenicola marina (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



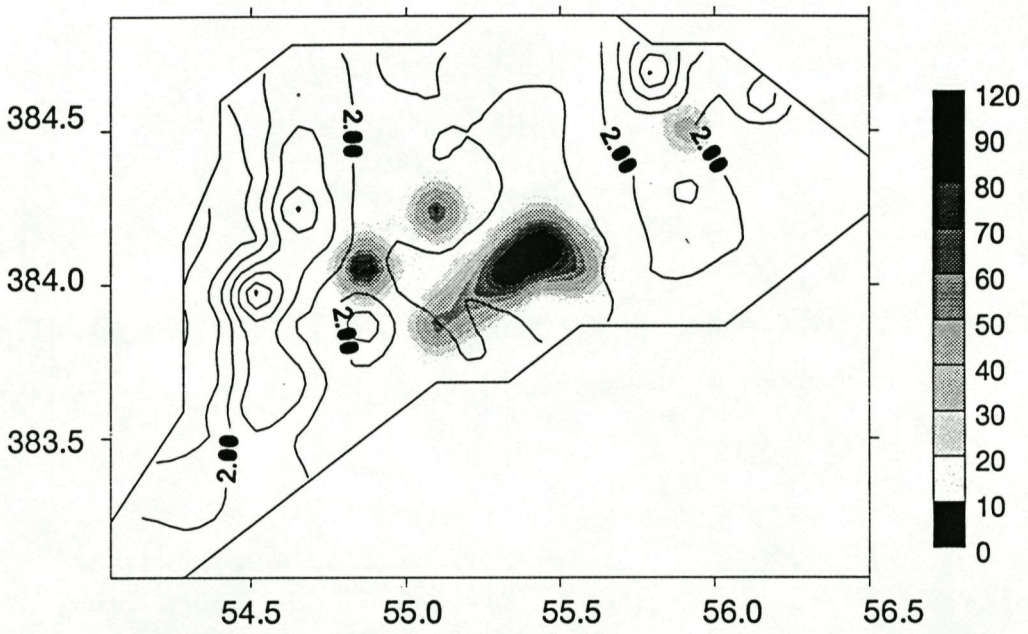
Figuur 8.12 Ruimtelijke verspreiding van ***Arenicola marina*** in de juni-bemonstering

Heteromastus filiformis (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



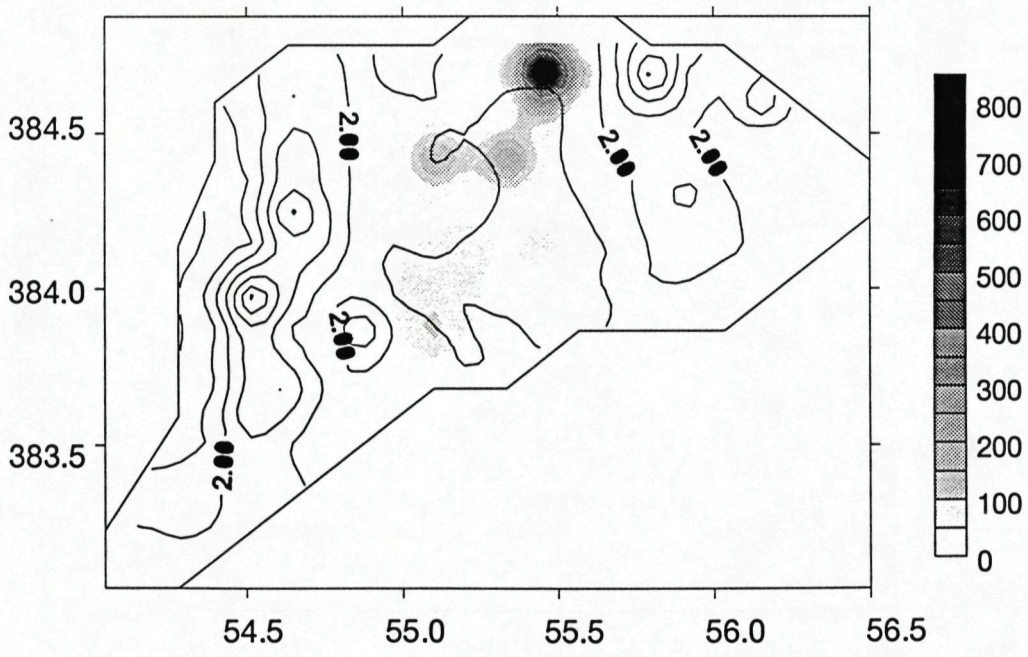
Figuur 8.13 Ruimtelijke verspreiding van ***Heteromastus filiformis*** in de juni-bemonstering

Cerastoderma edulis (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



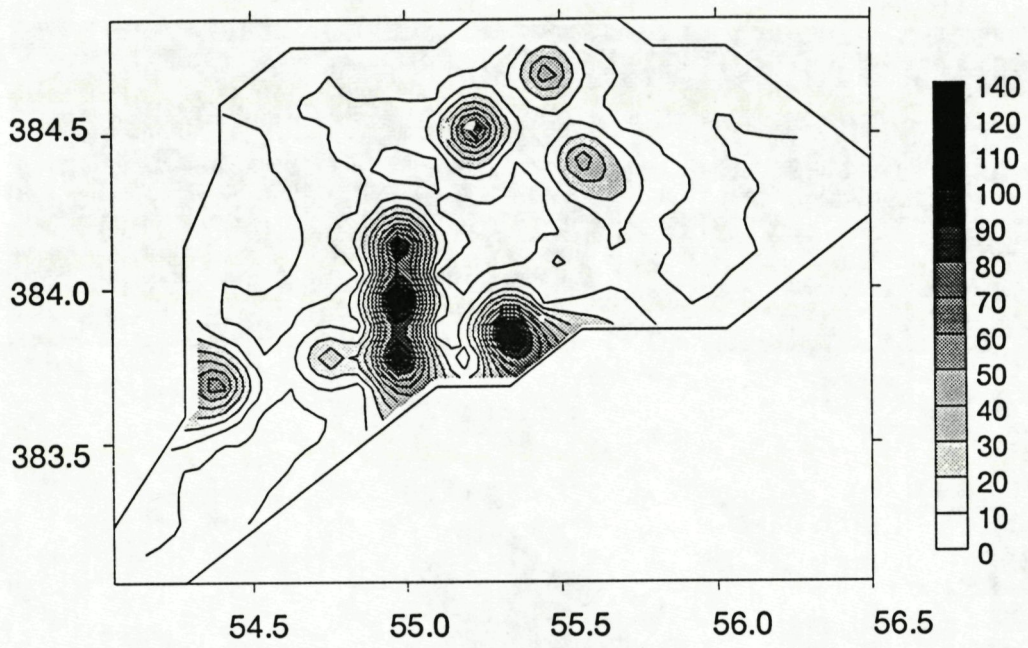
Figuur 8.14 Ruimtelijke verspreiding van *Cerastoderma edule* in de juni-bemonstering

Mya arenaria (mg AFDW/samples: shades) on bottom shear stress (Pa: lines)



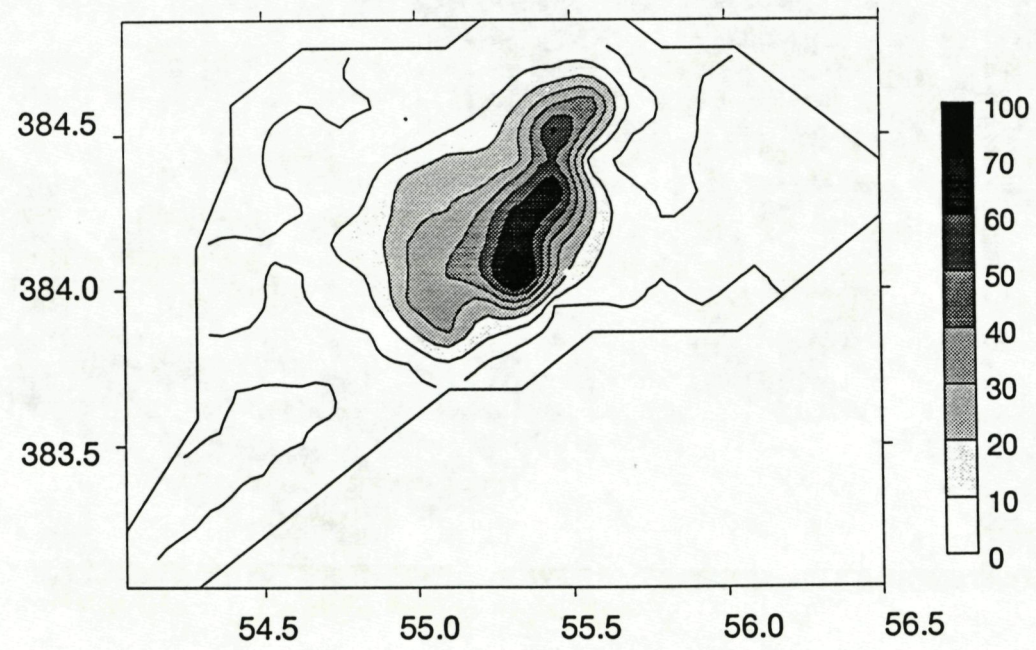
Figuur 8.15 Ruimtelijke verspreiding van *Mya arenaria* in de juni-bemonstering

Nereis diversicolor (mg AFDW/samples)



Figuur 8.16 Ruimtelijke verspreiding van *Nereis diversicolor* in de juni-bemonstering

Nereis succinea (mg AFDW/sample)



Figuur 8.17 Ruimtelijke verspreiding van *Nereis succinea* in de juni-bemonstering

Figuur 9.1

Ruimtelijke verdeling van de groei van filterfeerders (aantal individuen per m^2)

Figuur 9.2

Ruimtelijke verdeling van de groei van deposit feeders (aantal individuen per m^2)

Appendix A

Lijst van soorten, frequenties, gemiddelde dichtheid en gemiddeld asvrij-drooggewicht in de maart-bemonstering

Latijnse naam	Voedselgroep	Frequentie (%)	Avg dicht-heid	avg AFDW
Arenicola marina	DF	3.6	43.82	3416.04
Bathyporeia pilosa	SD	25	339.08	81.36
Bathyporeia sarsi	SD	2.4	3.37	1.34
MOLLUSCA	U	1.2	4.04	5.38
Capitella capitata	DF	3.6	7.42	1.96
Carcinus maenas	O	1.2	0.67	0.89
Cerastoderma edule	SF	6	84.26	2462.87
Corophium arenarium	SD	2.4	3.37	1.28
Corophium	SD	1.2	0.67	0.03
Corophium volutator	SD	2.4	5.39	0.6
Crangon crangon	P	1.2	2.7	1.3
Eteone longa	P	1.2	2.02	1.48
Eteone	P	3.6	10.79	8.82
Eurydice pulchra	P	4.8	10.79	4.2
Heteromastus filiformis	DF	58.3	2446.34	2327.9
Hydrobia ulvae	SD	35.7	567.6	166.32
Macoma balthica	SD	4.8	157.07	1648.57
Mya arenaria	SF	3.6	54.6	852.22
NEMERTEA	P	1.2	8.09	7.78
Nephtys hombergii	O	1.2	0.67	2.79
Nereis diversicolor	O	8.3	56.63	693.53
Nereis succinea	DF	16.7	111.23	150.19
OLIGOCHAETA	U	1.2	5.39	3.47
Ophelia rathkei	DF	1.2	1.35	0.27
Paraonis fulgens	SD	1.2	1.35	0.11
Polydora ligni	SF	4.8	35.73	8.43
Pygospio elegans	SD	25	397.05	39.62
Scoloplos armiger	DF	3.6	18.88	103.53
Scrobicularia plana	SD	1.2	4.72	523.28
Spio martinensis	SD	1.2	0.67	0.01
Tharyx marioni	SD	16.7	146.96	28.59

Appendix B

Lijst van soorten, frequenties, gemiddelde dichtheid en gemiddeld asvrij-drooggewicht in de juni-bemonstering

Species	Voedselgroep	Frequency (%)	Avg dens (n /m2)	Avg AFDW(mg /m2)
Anaitides mucosa	P	1.1	1.85	0.15
Arenicola marina	DF	2.2	27.7	3683.48
Bathyporeia pilosa	SD	9.8	148.95	35.01
Bathyporeia sarsi	SD	2.2	5.54	1.56
MOLLUSCA	U	1.1	1.23	2.07
Capitella capitata	DF	5.4	25.85	4.82
Carcinus maenas	O	2.2	2.46	0.52
Cerastoderma edule	SF	8.7	85.55	1053.77
Corophium arenarium	SD	2.2	5.54	1.31
Corophium	SD	1.1	1.23	0.02
Corophium volutator	SD	2.2	3.08	0.92
Crangon crangon	P	4.3	43.7	31.49
BRACHYURA	U	1.1	0.62	0.08
Ensis	SF	3.3	13.54	2.44
Eteone	P	7.6	67.7	23.64
Eteone longa	P	6.5	24	10.45
Eurydice pulchra	P	5.4	15.39	12.85
Gammarus	O	1.1	0.62	0.03
Haustorius arenarius	SF	1.1	0.62	1.58
Heteromastus filiformis	DF	52.2	3347.65	2808.66
Hydrobia ulvae	SD	22.8	358.83	88.2
Macomá balthica	SD	18.5	474.54	1757.18
Mya arenaria	SF	4.3	42.47	2320.21
Mytilus edulis	SF	1.1	2.46	0.95
Nephtys cirrosa	O	1.1	0.62	17.44
Nereis diversicolor	O	8.7	65.24	563.21
Nephtys hombergii	O	2.2	4.92	21.36
Neomysis integer	U	2.2	3.08	1.95
NEMERTEA	P	4.3	14.16	10.46
Nereis	DF	2.2	4.31	0.7
Nereis succinea	DF	13	122.48	555.61
OLIGOCHAETA	U	2.2	9.85	0.3
Ophelia rathkei	DF	2.2	2.46	0.27
Paraonis fulgens	SD	2.2	3.08	0.44
Polydora ligni	SF	21.7	342.21	34.52
Praunus flexuosus	SF	1.1	0.62	0.18
Pygospio elegans	SD	50	2819.56	193.25
Scoloplos armiger	DF	3.3	13.54	86.47
Scolelepis bonnieri	P	1.1	1.23	5.03
Scrobicularia plana	SD	3.3	27.7	347.37
Spio martinensis	SD	2.2	3.08	0.46
Tharyx marioni	SD	18.5	219.11	47.17

Reeds verschenen BEON rapporten:

BEON rapport nr.	1.	BEON Meerjarenplan 1988-1993.	1987
BEON rapport nr.	2.	BEON Jaarwerkplan 1988.	1988
BEON rapport nr.	3.	BEON Modellering.	1988
BEON rapport nr.	4.	BEON meerjaren Uitvoeringsprogramma 1988-1993.	1989
BEON rapport nr.	5.	BEON Jaarwerkplan 1989.	1989
BEON rapport nr.	6.	Findings of the BEON Workshop in preparation for the Third North Sea Conference.	1989
BEON rapport nr.	7.	Beleidspresentatie BEON 23 juni 1989 Den Haag.	1989
BEON rapport nr.	8.	Effects of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea.	1990
BEON rapport nr.	9.	BEON Jaarwerkplan 1990.	1990
BEON rapport nr.	10.	BEON Voortgangsrapport 1988-1989.	1990
BEON rapport nr.	11.	Beleidspresentatie BEON 31 mei 1990 Den Haag.	1990
BEON rapport nr.	12.	Beleidspresentatie BEON 20 juni 1991 Den Haag.	1991
BEON rapport nr.	13.	Effects of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea. II. The 1990 - studies.	1990
BEON rapport nr.	13 A.	BEON Jaarwerkplan 1991.	1991
BEON rapport nr.	14.	BEON Jaarwerkplan 1992.	1992
BEON rapport nr.	15.	Beleidspresentatie BEON 19 juni 1992 Den Haag.	1992
BEON rapport nr.	16.	Effect of Beamtrawl Fishery on the Bottom Fauna in the North Sea. III. The 1991 - studies.	1992
BEON rapport nr.	17.	Beleidspresentatie BEON 12 december 1991.	1992
BEON rapport nr.	18.	Trace Element Geochemistry at the Sediment Water Interface in the North Sea and the Western Wadden Sea.	1993
BEON rapport nr.	19.	Effecten van met benzo(a)pyreen verontreinigd sediment op de Helmkrab (Corystes cassivelaunus). Rapportage Project BEONADD I/II.I	1993
BEON rapport nr.	20.	Scavenging seabirds behind fishing vessels in the Northeast Atlantic. (With emphasis on the Southern North Sea).	1993
BEON rapport nr.	21	Brug tussen Beleid en Onderzoek (Rapportage over het eerste BEON Meerjarenprogramma 1988-1992).	1993
BEON rapport nr.	93-1	Naar een duurzame ontwikkeling van de Noordzee. (Tweede Meerjarenprogramma BEON1993-1997).	1993
BEON rapport nr.	93-2	The appearance of scars on the shell of Arctica Islandica L. (Mollusca, Bivalvia) and their relation to bottom trawl fishery.	1993
BEON rapport nr.	93-3	BEON Jaarwerkplan 1993.	1993
BEON rapport nr.	93-4	BEON Beleidspresentatie "Zee en Wadvogels. "Voorkomen en invloeden daarop" d.d. 10 december 1993.	1993

1994

BEON rapport nr. 94-1	Philippart, C.J.M. & Groodt, E.G. de & Brinkman, A.G. & Jak, R.G. & Scholten, M.C.Th., Effecten van verschuivingen van nutriëntenconcentraties op biota in de Nederlandse kustwateren (IBN 93 E 02).
BEON rapport nr. 94-2	Vervalt; zie 96-3
BEON rapport nr. 94-3	Jaarwerkplan 1994.
BEON rapport nr. 94-4	Riegman, R., jaarverslag 1993: Algenonderzoek in mesocosms en modelleringlering (NIOZ 93 E 01).
BEON rapport nr. 94-7	Risico-analyse Mariene Systemen (RAM*2 project) Eindrapport van de RAM-Auditgroep.
BEON rapport nr. 94-8	Michielsen, H & Berg, A. van den & Joordens, J., et al. Comparison of models describing species composition of marine phytoplankton (project MANS-FYFY, WL 93 E 01).
BEON rapport nr. 94-9	Verslag BEON Workshop Risico-analyse, d.d. 27 april 1994, Den Haag.
BEON rapport nr. 94-10	BEON Beleidspresentatie "Microverontreinigingen: effecten en trends", d.d. 21 juni 1994.
BEON rapport nr. 94-11	De epi- en endofauna van de Nederlandse, Duitse en Deense kustzone: een analyse van 20 jaar bijvangsgegevens. J. Buijs, J.A. Craeymeersch, P. van Leeuwen, A.D. Rijnsdorp. (BEONADD IV/V)
BEON rapport nr. 94-12	De inductie van cytochroom P450 1 A in platvis door blootstelling aan polyaromatische koolwaterstoffen in de Noordzee. INP-programma 1991- 1992. (NIOZ 93 M 05)
BEON rapport nr. 94-13	Bergman, M.J.N. en J.W. van Santbrink. Directe effecten van de visserij met de 12m en 4m boomkorren op het bodemleven in de Nederlandse sector van de Noordzee. (NIOZ 93 V 07)
BEON rapport nr. 94-14	Camphuysen, C.J. Scavenging seabirds at beamtrawlers in the southern North Sea, distribution, relative abundance, behaviour, prey selection, feeding efficiency, kleptoparastism and the possible effects of the establishment of protected areas'. (BEONADD IV/V)
BEON rapport nr. 94-15	Spaans, A.L., M. BukaciÑska, D. BukaciÑska. the relationship between food supply, reproductive parameters and population dynamics in Dutch Lesser Black-backed Gulls Larus fuscus: a pilot study. (BEONADD IV/V)
BEON rapport nr. 94-16	Brenninkmeijer, A. & E.W. M. Stienen. Pilot study on the influence of feeding conditions at the North Sea on the breeding results of the Sandwich Tern Sterna sandvicensis. (BEONADD IV/V)
BEON rapport nr. 94-17	Boddeke, R. en P. Hagel. BEON-studie naar de effecten van de teruglopende nutriëntenbelasting van de Nederlandse kustzone. (RIVO 93 E 03)

1995

BEON rapport nr. 95-1	Effecten van de schelpdiervisserij op het bodemleven in de Voordelta (IVO 94 V 06).
BEON rapport nr. 95-2	Jaarwerkplan 1995.
BEON rapport nr. 95-3	Trends in het voorkomen van vissen en epibenthische evertebraten in de Noordzee: Een vergelijking van datasets. (NIOZ 93 A 04)
BEON rapport nr. 95-4	De ontwikkeling van een in vitro assay voor de bepaling van de invloed van biotransformatie op de bioaccumulatie van lipofiele organohalogeen verbindingen in mariene toppredatoren. I. Validatie van de assay met PCBS en de eerste resultaten met Toxafeen. Boon, J.P., van Schanke, A., Roex, E., de Boer, J., Wester, P. (NIOZ 94 M 01)
BEON rapport nr. 95-5	BEON beleidspresentatie "Ontwikkelingen in het beleid", d.d. 9 december 1994.
BEON rapport nr. 95-6	BEON beleidspresentatie "Modellering: de stand van zaken en het belang voor beleid en beheer", d.d. 31 maart 1995.
BEON rapport nr. 95-7	Wetenschappelijke discussie. De visserij-intensiviteit van de Nederlandse boomkorvisserij op de Noordzee mede in het licht van de milieu effecten en gesloten gebieden.
BEON rapport nr. 95-8	Antropogene eutrofiëring en natuurlijke variaties. Consequenties voor de produktiviteit van de Noordzee. INP-MOORING/PELAGIC FOOD WEB/STED/ STRAECOS. (NIOZ 94 E 01)

BEON rapport nr. 95-9	Effecten van antropogene aktiviteiten op de produktiviteit van het ecosysteem in de Westelijke Waddenzee. (NIOZ 93 E 02)
BEON rapport nr. 95-11	Biomarkers of Toxic effects chemoreceprion: effects of contaminated dredge spoil on chemo-reception acuity in whelks. Ten Hallers-Tjabbes, C. and C.V. Fisher, 1994. (NIOZ 93 M 05)
BEON rapport nr. 95-12	Habitatkarakteristieken van de Nederlandse kustzone, Wintermans, C. et al. (IBN 94 H 02)
BEON rapport nr. 95-13	BEON Tweejaarverslag 1993-1994. Onderzoek en beleid kiezen samen het ruime sop; PB-BEON; augustus 1995.
BEON rapport nr. 95-14	Toxische algen tussen Noordwijk- en Terschelling-raai. Peperzak, L. et al. (RIKZ 94 E 05; RKZ-040).
BEON rapport nr. 95-15	Korte en lange termijn veranderingen in macrofauna veroorzaakt door verschillende vormen bodemvisserij. Bergman, M. et al (NIOZ 94 V 01).
BEON rapport nr. 95-16	Intercallibratie en toepassing Noordzee-modellen (MANS-FYFY) fase 2. (WL 94 E 04).

1996

BEON rapport nr. 96-1	De ontwikkeling van een in-vitro assay voor de bepaling van de invloed van biotransformatie op de bioaccumulatie en de mutageniteit van lipofiele organohalogeenverbindingen in mariene top-predatoren. II. Toxafeen. J.P. Boon, H.M. Sleiderink, J. De Boer, P. Wester, H.J. Klamer, B. Govers. (NIOZ 95 M 03).
BEON rapport nr. 96-2	Spisula subtruncata als voedselbron voor Zeeëenden in Nederland. Leopold, M.F. (IBN 95 V 29).
BEON rapport nr. 96-4	Algenbegrazing: Een nadere analyse van de invloed van toxicanten op het ontstaan van eutro-fiëringsproblemen. Jak, R.G., Michielsen, B.F. (TNO 95 E 07).

Informatie BEON:

PROGRAMMA BUREAU BEON
p/a Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijks Instituut voor Kust en Zee
Kortenaerkade 1
2518 AX Den Haag
Postbus 20907
2500 EX Den Haag
070- 3114257/3114258/3114259/3114260
Telefax: 070- 311432

e-mail: beon@rikz.rws.minvenw.nl.