



**Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel,
alsook de huidige toestand voor een aantal Vlaamse (gewestelijke)
waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren**

Deel II

Partim 'Boudewijnkanaal en Achterhaven Zeebrugge'



Rapport studieopdracht: VMM.AMO.KRW.ECOPOT-Meren

01/12/2008

Jeroen Van Wichelen, Dries De Bock & Wim Vyverman

Opdrachtgever: Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)

Leden stuurgroep

Bonne Wendy (FOD)
Gabriels Wim (VMM)
Lammens Saskia (VMM)
Maeckelberge Henk (VMM)
Muylaert Koenraad (KULAK)
Schneiders Anik (INBO)
Schroé Paul (MBZ)
Van Damme Stefan (UA)
Van den Bergh Erika (INBO)
Vanden Bulcke Mathias (VMM)
Van Hoey Gert (FOD)
Verhaegen Gaby (VMM)

Foto titelpagina: www.vlm.be

INHOUDSTAFEL

SAMENVATTING.....	4
SUMMARY	5
INLEIDING.....	6
1. HISTORIE	9
2. TYPOLOGIE.....	11
2.1. ALGEMENE EIGENSCHAPPEN	11
2.1.1. <i>Morfologie.....</i>	11
2.1.2. <i>Oeversubstraat en onderwaterbodem</i>	11
2.1.3. <i>Grondwater</i>	12
2.1.4. <i>Peilveranderingen.....</i>	13
2.1.5. <i>Hydrologie en verblijftijd van het water</i>	14
2.2. FYSISCO-CHEMIE.....	15
2.2.1. <i>Recente gegevens VMM databank.....</i>	15
2.2.2. <i>Historische gegevens.....</i>	17
2.2.3. <i>Oorzaken en recente oplossingen voor de slechte waterwaliteit in het Boudewijnkanaal</i>	26
2.3. BIOTA	26
2.4. FYTOPLANKTONGEGEVENS.....	27
2.5. VERGELIJBARE MEREN IN HET BUITENLAND	27
3. BEPALING HUIDIGE TOESTAND.....	29
3.1. FYSISCH-CHEMISCHE TOESTAND	29
3.1.1. <i>Materiaal en methoden.....</i>	29
3.1.2. <i>Resultaten.....</i>	31
3.2. FYTOPLANKTON	39
3.2.1. <i>Materiaal en methoden.....</i>	39
3.2.2. <i>Resultaten.....</i>	39
3.2.3. <i>Multivariate analyse van de biomassagegevens.....</i>	43
4. BEPALING VAN HET ECOLOGISCH POTENTIEEL	47
4.1. ALGEMEEN.....	47
4.2. NUTTIGE DOELEN	47
4.3. UITBOUW ACHTERHAVEN.....	48
4.3.1. <i>Open getijzone.....</i>	49
4.3.2. <i>Beperkte open getijzone</i>	50
4.3.3. <i>Snelle zeeluis.....</i>	51
4.3.4. <i>Ontsluiting achterhaven.....</i>	52
4.3.5. <i>Uitbreiding industriezone.....</i>	53
4.4. MAATLAT FYTOPLANKTON VOOR ZOUTE WATEREN	53
4.4.1. <i>Maatlatten voor brakke tot zoute meren in Nederland.....</i>	53
4.4.2. <i>Maatlatten voor kustwaters in Nederland en België.....</i>	55
4.4.3. <i>Exoten en bloeivorming.....</i>	56
4.4.4. <i>Schelpdierwaterkwaliteit.....</i>	57
4.5. MEP/GEP BEPALING EN VOORSTEL MAATLAT ACHTERHAVEN ZEEBRUGGE EN BOUDEWIJNKANAAL	58
4.6. BEOORDELING ACHTERHAVEN ZEEBRUGGE EN BOUDEWIJNKANAAL.....	59
5. EFFECTEN VAN HYDROMORFOLOGISCHE DRUKKEN OP DE BEOORDELING.....	61
5.1. VERSTOREN BODEMSEDIMENT DOOR SCHEEPVAART EN BAGGERACTIVITEITEN	61
5.2. AANVOER VAN NUTRIËNTEN	62
5.3. PEILVARIATIES EN SPRONGLAAG.....	65
5.4. VERBLIJFTIJD	65
REFERENTIES	66
BIJLAGE MAATREGELPROGRAMMA.....	69

SAMENVATTING

De Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal vormen een uniek, zeer brak tot salien, kunstmatig waterlichaam waarvoor in Vlaanderen geen overeenkomstig natuurlijk waterlichaamstype bestaat. In het ontwerp-stroomgebiedbeheerplan wordt dit waterlichaam getypeerd als een sterk brak meer (Bs-meertype). Voor kunstmatige waterlichamen dient een maximaal en goed ecologische potentieel te worden vastgelegd, dat rekening dient te houden met de nuttige doelen die voor het waterlichaam gelden. Het belangrijkste nuttige doel voor de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal is de havenactiviteit, waarvoor er veelvuldig uitwisseling met kustwater via de voorhaven van Zeebrugge plaatsgrijpt. De maximaal waargenomen saliniteit (29 ‰) benadert dan ook deze die doorgaans in het kustwater wordt gemeten (30-33 ‰). De aangetroffen fytoplanktongemeenschappen vertonen zowel overeenkomsten met deze die worden aangetroffen in de Belgische kustwateren, als met deze van een aantal gelijkaardige Nederlandse meren, met name deze die behoren tot het Nederlandse M32-meertype. Tot dat type behoren grote, diepe, sterk brakke tot zoute wateren, zonder getij, maar met een open verbinding (via spuisluizen) met omliggende getijdenwateren. In Nederland is voor dit type reeds een fytoplanktonmaatlat ontwikkeld en er wordt voorgesteld om de begrenzingsgrenzen over te nemen als MEP/GEP-waarden voor de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal, waarbij enkel de begrenzingsgrenzen voor de fytoplanktonbiomassa worden toegepast. De deelmaatlat fytoplanktonsoortensamenstelling voor dit type, de bloeifrequentie van de plaagalg *Phaeocystis*, lijkt voor de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal minder geschikt, want deze soort kon in tegenstelling tot de Belgische kust, niet worden aangetroffen in dit waterlichaam tijdens de bestudeerde periode. Het verband tussen andere potentieel toxische algen (voornamelijk dinoflagellaten en diatomeeën) en antropogene verstoring, is voornamelijk nog te onduidelijk om deze algen te kunnen beschouwen als negatieve indicatoren in een mogelijke maatlat. Toepassing van de fytoplanktonmaatlat (biomassa) voor de onderzochte periode (2007-2008) leidde tot het behalen van het GEP. In het Boudewijnkanaal werd in vroegere jaren nog meestal een ontoereikende tot matige score gehaald. Op basis van recente waterkwaliteitsgegevens is evenwel een verbetering merkbaar. Om ook rekening te houden met de variabiliteit te wijten aan klimatologische parameters, dient de beoordeling best te gebeuren met een glijdend gemiddelde van de laatste 5 jaar. Dit leverde voor het Boudewijnkanaal een ontoereikende score op voor de periode 2003-2007. De kwaliteit van het aangevoerde, zoete effluent, afkomstig uit het RWZI Brugge, speelt in deze waarschijnlijk nog steeds een belangrijke rol. Door de zoutgelaagdheid van het waterlichaam ontstaat hierdoor, vooral in het Boudewijnkanaal, een oppervlaktelaagje met hoge concentraties aan voedingsstoffen, waarin het fytoplankton een hoge biomassa kan ontwikkelen. Er wordt evenwel verwacht dat de toekomstige beoordeling van het gehele waterlichaam gunstiger zal scoren, door de verdunning van deze voedingsstoffen in de Achterhaven van Zeebrugge, waar bovendien een sterkere uitwisseling met zeewater gebeurt. In de toekomst zijn er een aantal grote wijzigingen gepland in dit kunstmatige waterlichaam. Afhankelijk van het uitgevoerde scenario zal dit waterlichaam nog meer uitwisseling met zeewater ondergaan. Indien geopteerd wordt voor een gedeeltelijke inrichting van een open getijzone, wordt voorgesteld om dat gedeelte te beoordelen als kustwater. Het Boudewijnkanaal wordt mogelijk in verbinding gebracht met het Schipdonkkanaal en zal daardoor waarschijnlijk verzoeten en meer karakteristieken vertonen van een stromend waterlichaam (overgangswater?) waarvoor een andere maatlat zal moeten worden toegepast.

SUMMARY

The Inner Port of Zeebrugge forms one big waterbody with the Port of Bruges and both are connected by means of a long canal (the Baudouin Canal). This waterbody is a unique, highly brackish to saline, artificial waterbody, for which a maximal and good ecological potential should be defined, taking into account hydromorphological pressures due to the prevalent user functions. Since this waterbody is a harbour, its main user function is shipping, which implies a frequent exchange of coastal water via the Outer Port of Zeebrugge. The maximal observed salinity in the inner harbour (29 ‰) is close to values typical for the seawater from the Belgian Coastal Zone (30-33 ‰). The prevailing phytoplankton communities show both similarities with those from the Belgian coastal Zone, as with those from some comparable Dutch lakes. The Dutch lake-type M32 contains large and rather deep, highly brackish to saline waterbodies without tidal influence, but with an open connection (sluices) to surrounding tidal waters. Since no comparable natural counterparts in Flanders exists, it is proposed to assess its water quality following the criteria adopted for the Dutch lake-type M32. Only the boundary values for phytoplankton biomass (chl a) are adopted as MEP/GEP boundaries, since the nuisance algae *Phaeocystis*, which functions as a negative indicator in the metric for species composition, was not observed in the Inner Port of Zeebrugge in contrast to the Belgian Coastal Zone, where it frequently blooms. The use of other taxa (a.o. toxic dinoflagellates and diatoms) as negative indicators for pollution/eutrophication is still heavily debated and for this reason it is proposed to make no use of a species composition metric at this moment, until the link between the appearance/increase of these harmful species with antropogenic pressures is proven. Application of the Dutch biomass metric on gathered data from the growing season (April – October) of 2007-2008 showed that the water quality reached a GEP-score in terms of phytoplankton. In earlier years (only data from the Baudouin Canal) only a poor to moderate score could be obtained. The recent improvement can be the result of the slowly improvement of the physico-chemical quality that could be observed in the last years. To take into account interannual variability due to climatology as well, the quality assessment should preferably be based on data from the growing seasons of the last 5 years. On this basis, only a poor score was obtained for the period 2003-2007. The supply of freshwater effluent from the sewage treatment plant from the city of Bruges (on average 111.000 m³ dag⁻¹) plays an important role in the overall water quality in this canal. Due to the salinity stratification, the effluent forms a small layer of nutrient-rich freshwater on top of the more dense, saline water, and it is in this layer that phytoplankton can develop and reach a high biomass. Dilution with deeper water in the Inner Port of Zeebrugge, where the influence of the exchange with seawater is highest as well, probably results in a better water quality and a better phytoplankton score in that area.

In the near future, some major developments are planned in this waterbody. Depending on what will be realized, this will lead to a more or less strong increase in the exchange of coastal water. When the development of a tidal harbour in a part of the Inner Port of Zeebrugge will be realized, it is proposed to treat that area as a coastal water by which means the quality should be assessed following criteria for Belgian coastal waters. The Baudouin Canal will possibly be connected with another Canal (Schipdonk Canal), by which means it will probably have more characteristics (a.o. higher flow, lower salinity) of a transitional water and should than be assessed as such.

INLEIDING

Door de Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt gesteld dat natuurlijke waterlichamen een goede ecologische toestand (GET) moeten behalen, terwijl sterk veranderde (SVWL) en kunstmatige waterlichamen (KWL) een goed ecologisch potentieel (GEP) moeten bereiken. Voor de categorie meren werd in Vlaanderen een kader uitgewerkt om het maximaal ecologisch potentieel (MEP) en het GEP af te leiden voor grote, diepe, alkalische meren (Aw-type) die als KWL of SVWL worden beschouwd.

Onderwerp van deze studie is het waterlichaam VL05_190, Boudewijnkanaal en Achterhaven van Zeebrugge, gelegen in het bekken van de Brugse Polders. Voor dit waterlichaam werd, gezien haar morfologie en andere limnologische karakteristieken (ontbreken van een (semi-)permanente longitudinale stroming, optreden van stratificatie, ...), gesteld dat het tot de categorie 'meren' kon worden gerekend. Dit waterlichaam heeft in het ontwerp-stroomgebiedsbeheerplan (SGBP) als meest vergelijkbaar type "Bs" gekregen, "sterk brak meer" (voor dit type zijn er echter geen natuurlijke waterlichamen in Vlaanderen).

Definities maximaal en goed ecologisch potentieel (CIS HMWB & AWB, 2003)¹

De doelstelling van de KRW voor oppervlaktewateren is dat lidstaten tegen 2015 een 'goede ecologische en chemische toestand' bereiken in alle waterlichamen. Voor bepaalde waterlichamen is deze doelstelling echter niet dezelfde als voor wateren van natuurlijke oorsprong of karakter. De KRW staat namelijk, onder bepaalde omstandigheden, toe dat lidstaten sterk veranderde waterlichamen (SVWL) en kunstmatige waterlichamen (KWL) aanwijzen, waar de doelstelling is aangepast aan de door specifieke hydromorfologische veranderingen gestelde randvoorwaarden. **Kunstmatige waterlichamen** zijn oppervlaktewaterlichamen die door menselijke activiteiten tot stand zijn gekomen op plaatsen waar voorheen geen natuurlijk water aanwezig was. Het kunstmatige waterlichaam dient gecreëerd te zijn voor gespecificeerde gebruiksfuncties die hieronder worden vernoemd. Een **sterk veranderd waterlichaam** is een natuurlijk oppervlaktewaterlichaam dat als gevolg van fysieke wijzigingen door menselijk handelen substantieel van aard is veranderd. De KRW voorziet voor de bepaling van de kwaliteitsdoelstellingen voor KWL en SVWL een identieke benadering.

Volgens de KRW gespecificeerde gebruiksfuncties, ook wel 'nuttige doelen' genoemd, zijn:

- scheepvaart (inclusief havenfaciliteiten);
- recreatie;
- activiteiten waarbij wateropslag noodzakelijk is, zoals drinkwatervoorziening, waterkracht of irrigatie;
- waterregulatie, hoogwaterbescherming, landdrainage;
- andere duurzame ontwikkelingsactiviteiten die minstens zo belangrijk zijn.

De gespecificeerde gebruiksfuncties leiden over het algemeen tot aanzienlijke hydromorfologische wijzigingen t.o.v. natuurlijke WL die tot gevolg hebben dat het herstellen van een 'goede ecologische toestand' (GET), zoals bepaald voor het meest overeenkomstige natuurlijke watertype, zelfs op lange termijn, niet mogelijk is zonder dat de gespecificeerde

¹ Een meer gedetailleerde bespreking kan gevonden worden in Lock *et al.* 2007.

gebruiksfunctie wordt stopgezet of dat er sociaaleconomisch onevenredig geachte inspanningen dienen te worden geleverd. Er is m.a.w. sprake van een aanzienlijke en blijvende verandering t.o.v. de ZGET voor het overeenkomstige watertype. Wordt door het nemen van ingrepen het bereiken van de GET voor het overeenkomstige watertype toch mogelijk, dan verliest het WL zijn kunstmatig of sterk veranderd karakter en wordt het verder als natuurlijk beschouwd en beoordeeld. De benadering als KWL of SVWL laat toe de gespecificeerde gebruiksfuncties voort te zetten en tegelijkertijd milderende maatregelen ter verbetering van de ecologische kwaliteit toe te staan die leiden tot aangepaste doelstellingen, met name 'maximaal ecologisch potentieel' en 'goed ecologisch potentieel'.

Voor waterlichamen die zijn aangewezen als SVWL of KWL zijn de minimale milieudoelstellingen 'goed ecologisch potentieel' (GEP) en 'goede chemische toestand'. Deze doelstellingen moeten, bij ontstentenis van een gegronde motivatie, tegen 2015 worden gerealiseerd. De referentieconditie voor SVWL en KWL is het maximaal ecologische potentieel (MEP). Het MEP is bedoeld om de meest nauwkeurige benadering van een natuurlijk aquatisch ecosysteem te beschrijven dat kan worden bereikt, gegeven de hydromorfologische kenmerken en randvoorwaarden. Het MEP voor biologische condities dient zoveel mogelijk de toestand weer te geven van het meest vergelijkbare waterlichaamtype bij een zeer goede ecologische toestand, de hydromorfologische en resulterende fysisch-chemische omstandigheden in acht genomen.

Het goed ecologisch potentieel (GEP) laat 'geringe veranderingen' ten opzichte van het MEP toe voor wat de biologische toestand betreft. Hiervoor dienen de hydromorfologische condities die noodzakelijk zijn voor het behalen van de GEP-waarden voor de biologische kwaliteitselementen te worden geïdentificeerd, met name voor het behalen van de waarden voor die biologische kwaliteitselementen die gevoelig zijn voor hydromorfologische wijzigingen. Het GEP is het meest essentiële, want effectief te realiseren, ecologisch kwaliteitsniveau.

Tabel 1. Omschrijving van de kwaliteitsklassen van de biologische kwaliteitselementen voor kunstmatige (KWL) en sterk veranderde waterlichamen (SVWL) en voorstelling ervan op kaart. * EU-richtlijn 2000/60/EG; ** CIS HMWB & AWB (2003).

INDELING NAAR ECOLOGISCH POTENTIEEL	OMSCHRIJVING KWALITEITSKLASSEN	KLEURCODE	
		KWL	SVWL
MEP	DE WAARDEN VAN DE RELEVANTE BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN ZIJN ZOVEEL MOGELIJK NORMAAL VOOR HET MEEST VERGELIJKBARE TYPE OPPERVLAKTEWATERLICHAAM, GEGEVEN DE FYSISCH OMSTANDIGHEDEN DIE VOORTVLOEIEN UIT DE KUNSTMATIGE OF STERK VERANDERDE KENMERKEN VAN HET WATERLICHAAM.*		
GOED EN HOGER	ER ZIJN LICHT VERANDERINGEN IN DE WAARDEN VAN DE RELEVANTE BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN TEN OPZICHTE VAN DE WAARDEN BIJ MAXIMAAL ECOLOGISCH POTENTIEEL.*	GELIJKE GROENE EN LICHTGRIJZE STREPEN	GELIJKE GROENE EN DONKERGRIJZE STREPEN
MATIG	ER ZIJN MATIGE VERANDERINGEN IN DE WAARDEN VAN DE RELEVANTE BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN TEN OPZICHTE VAN DE WAARDEN BIJ MAXIMAAL ECOLOGISCH POTENTIEEL. DEZE WAARDEN ZIJN AANZIENLIJK MEER VERSTOORD DAN BIJ GOEDE KWALITEIT.*	GELIJKE GELE EN LICHTGRIJZE STREPEN	GELIJKE GELE EN DONKERGRIJZE STREPEN
ONTOEREIKEND	ER ZIJN GROTE WIJZIGINGEN IN DE MEP-WAARDEN VOOR DE BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN.**	GELIJKE ORANJE EN LICHTGRIJZE STREPEN	GELIJKE ORANJE EN DONKERGRIJZE STREPEN
SLECHT	ER ZIJN ZEER GROTE WIJZIGINGEN IN DE MEP-WAARDEN VOOR DE BIOLOGISCHE KWALITEITSELEMENTEN (I.E. GROTE DELEN VAN DE MEP BIOLOGISCHE GEMEENSCHAP ONTBREKEN)**	GELIJKE RODE EN LICHTGRIJZE STREPEN	GELIJKE RODE EN DONKERGRIJZE STREPEN

Inhoud van dit rapport

In dit rapport wordt, achtereenvolgens, de historiek van dit waterlichaam kort toegelicht (Hfst. 1) en de belangrijkste eigenschappen van het waterlichaam in functie van de typologie besproken (Hfst. 2). De actuele toestand van het waterlichaam en de waarnemingen hieromtrent, zijn het onderwerp van Hfst. 3, de situering van het ecologisch potentieel en een mogelijke maatlat ter beoordeling van dit waterlichaam wordt besproken in Hfst. 4. In Hoofdstuk 5 wordt een kort overzicht gegeven van de hydromorfologische drukken op de fytoplanktongemeenschappen in dit waterlichaam en mogelijke maatregelen om deze te verbeteren.

1. HISTORIE

Het ontstaan van dit waterlichaam situeert zich op het einde van de 19^e eeuw toen de belangstelling voor een nieuwe haven sterk toenam, o.a. onder invloed van koning Leopold II. België moest inspelen op de eerste maritieme revolutie, waarbij de zeilschepen geleidelijk aan vervangen werden door de stalen stoomschepen die veel groter waren. In 1894 werd een overeenkomst afgesloten tussen de Belgische Staat, de Stad Brugge en privé-investeerders, waarin de voorwaarden werden vastgelegd betreffende de bouw en de uitbating van een nieuwe haven. Deze zou uit 3 onderscheiden delen bestaan:

- een voorhaven (Zeebrugge) aan de Belgische kust
- een zeekanaal vanaf de voorhaven naar Brugge
- een binnenhaven in Brugge zelf, gelegen ten noorden van de stad.

Deze overeenkomst werd in 1895 goedgekeurd door het Parlement en als wet bekrachtigd. De werken voor de bouw van de haven werden uitgevoerd door de 'Maatschappij van de Brugse Zeevaartinrichtingen (M.B.Z)', die binnen de 3 maand na de goedkeuring van de overeenkomst door het Parlement werd opgericht. Deze maatschappij verkreeg ook de concessie voor het beheer en de uitbating van het nieuwe havencomplex. De uitvoering van de werken startte vanaf 1896 en liep tot 1905.

In de beginjaren bleef het scheepvaartverkeer ontgoochelend laag: elk jaar ontving Zeebrugge 200 à 250 schepen. Vlak na de eerste Wereldoorlog, waarbij de haven door de Duitsers gebruikt werd als uitvalsbasis voor een gedeelte van hun vloot U-boten, was de haven een puinhoop. Vanaf 1920 kon de haven opnieuw schepen ontvangen. Zeebrugge was ook een aantal keren de vertrekhaven voor de vloot van Congoboten van de Compagnie Maritime Belge. Daarmee werd bewezen dat Zeebrugge de grootste schepen kon ontvangen, ondanks de verzandingsproblemen waarmee de haven werd geconfronteerd. In 1929 besliste de Belgische regering echter de kosten van de baggerwerken in alle Belgische havens op zich te nemen, wat het havenbestuur nieuwe financiële ademruimte bood. In datzelfde jaar deden meer dan 1000 schepen Zeebrugge aan en werd meer dan 1 miljoen ton goederen behandeld. In de Tweede Wereldoorlog werd de haven opnieuw grotendeels verwoest en Zeebrugge was voor de tweede maal aan een heropbouw toe. Na de oorlog kwam de scheepvaart maar langzaam terug op gang, pas in 1951 waren alle herstellingswerken beëindigd.

De echte doorbraak voor de Haven van Zeebrugge kwam er in de tweede helft van de jaren '60 samen met de tweede maritieme revolutie: schaalvergroting van de schepen en de opkomst van nieuwe technieken om eenheidsladingen te behandelen, het roll-on/roll-off verkeer en de containerisatie. De vooruitgang die Zeebrugge boekte, dwong de overheid ertoe een verdere uitbouw van de haven te bestuderen, wat uiteindelijk leidde tot de goedkeuring van het raamcontract voor de grote uitbouw van Zeebrugge in 1970. De werken voor de grote uitbouw werden uitgevoerd tussen 1972 en 1985 en omvatten de bouw van:

- de voorhaven: in zee gebouwd en beschermd door twee lange strekdammen van 4 km lang, zonder sluizen toegankelijk voor grote zeeschepen. Omwille van de directe toegang vanuit zee en de grote waterdiepte in de vaargeul en langs de kaaimuren (tot 16 m), is de buitenhaven bijzonder geschikt voor het snelle container- en het roll-on/roll-off verkeer.
- de Pierre Vandammesluis (500 m lang, 57 m breed en met een nuttige waterdiepte tot 18,50 m) die toegang geeft tot de Achterhaven van Zeebrugge die uitgerust is met twee grote dokken:

- het Noordelijk Insteekdok (met een waterdiepte tot 14 m) en het Zuidelijk Kanaaldok (tot 18,5 m diep). De kaaiterreinen rond deze dokken zijn uitgerust met diverse terminals voor de behandeling, opslag en distributie van nieuwe wagens, stukgoederen, projectlading, containers, enz.

Als gevolg van de nieuwe haveninfrastructuur hebben enkele grote overslagbedrijven in Zeebrugge nieuwe terminals geopend, waar diverse types en tonnenmaten van schepen bediend en nagenoeg alle goederensoorten behandeld kunnen worden. Het aantal schepen en het goederenverkeer zijn dan ook op spectaculaire wijze gestegen in Zeebrugge; per jaar meren méér dan 10.000 schepen af en het goederenverkeer steeg van 14 miljoen ton in 1985 tot 35,5 miljoen ton in het recordjaar 2000.

De recentste periode in de geschiedenis wordt o.a. gekenmerkt door de globalisering van de wereldeconomie. In Zeebrugge is dat vooral merkbaar in de duidelijke vergroting van de scheepsdimensies en de toename van gestandaardiseerde ladingsvolumes in containers. De strategische plannen voor de haven hanteren een eventueel verwachte stijging van de goederentrafiek naar 75 miljoen ton in 2020 en 95 miljoen ton in 2030. De haveninfrastructuur moet worden aangepast aan de verwachte groei. Zeebrugge is immers één van de weinige Europese havens die voldoende diepgang bieden om de grote, hedendaagse containerschepen (6.000 à 8.000 TEU²) probleemloos te behandelen. Dat omvat o.a.

- de verdere uitbouw van het Albert II dok tot containerplatform
- de omvorming van een gedeelte van de huidige achterhaven tot een getijhaven. Door het wegwerken van de Visart-sluis kunnen op termijn 340 ha sluisvrij en dus zonder tijdsverlies ingezet worden voor het expansieve roll-on/roll-off verkeer.
- de verdere uitbouw van de achterhaven: de verlenging van het Zuidelijk Kanaaldok (met 14 ha), het bouwen van kaaimuren en de creatie van een nieuwe distributiezaan.
- Afstemmen van de diepgang en het waterpeil op grotere en meer zeeschepen in het Boudewijnkanaal en de zeehaven

(bron: <http://www.portofzeebrugge.be>)

² Teu is de aanduiding voor de afmetingen van containers. De afkorting staat voor Twenty feet Equivalent Unit. 1 teu is een container van 20 ft lang, 8 ft breed en 8 ft hoog, 2 teu zijn twee 20 ft containers of een 40 ft container. Een Teu is dus 6,1 laadmeter.

2. TYPOLOGIE

2.1. ALGEMENE EIGENSCHAPPEN

2.1.1. Morfologie

De Achterhaven van Zeebrugge bestaat uit vier dokken: het Prins Filipsdok en het voormalige Oude Ferrydok (beiden met een diepte van ongeveer 7-8 m), die rechtstreeks in verbinding staan met het Boudewijnkanaal, en het Noordelijk (diepte 14 m) en Zuidelijk Insteekdok (diepte 19 m), die verbonden zijn met het Boudewijnkanaal via het Verbindingsdok (diepte 18-19 meter). De gemiddelde diepte in de achterhaven bedraagt -14,5 m TAW en het huidige waterpeil bedraagt 3,65 m TAW. De achterhaven staat in verbinding met de voorhaven via de Pierre Vandammesluis en de Visartsluis. De Pierre Vandammesluis (afgewerkt in 1985) verbindt de tijgebonden voorhaven met de tij-ongebonden achterhaven. De afmetingen (500 m lang, 57 breed, een nuttige diepte tot 18,5 m en een watervolume van maximaal 527.000 m³) laten toe de grootste autocarriers of verschillende schepen tegelijk te versassen.

Het Boudewijnkanaal verbindt de zeehaven van Zeebrugge met de haven van Brugge. Het kanaal heeft een lengte van 16 km en heeft een gemiddelde breedte van ongeveer 65 m van Zeebrugge tot aan de Herdersbrug en ongeveer 115 m van de Herdersbrug tot aan de haven van Brugge. Het bodempeil ligt op ca. -4,5 m TAW en het waterpeil ligt op 3,65 m TAW. De haven van Brugge bestaat uit drie kleinere dokken: het Nijverheidsdok en het Klein en het Groot Handelsdok. Deze laatste staat met een sluis in verbinding met het Vlaamse waterwegennet via de Ringvaart rond Brugge. De exploitatie van de dubbelkerende verbindingssluis, die voorheen aan de Maatschappij der Brugse Zeevaartinrichtingen (MBZ) toebehoorde, is sinds 2007 overgedragen aan het Agentschap Waterwegen en Zeekanaal NV. Door de overdracht kan de sluis beter ingezet worden als mogelijk instrument in de waterbeheersing.

Op basis van een recente orthofoto werd in Gis de huidige oppervlakte van de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal bepaald. Deze bedraagt momenteel respectievelijk 203,2 en 155,6 ha (tesamen 359 ha). Op basis van de tijdens de bemonsteringen opgemeten waterdieptes werd het watervolume geschat voor beide systemen. Dit bedraagt 36.581.220 m³ voor de achterhaven en 9.337.644 m³ voor het Boudewijnkanaal. Het volledige waterlichaam heeft bijgevolg een geschat watervolume van 45.918.864 m³.

2.1.2. Oeversubstraat en onderwaterbodem

Een studie van de UIA (1992-1996), in opdracht van AMINAL, beoordeelde de structuurkenmerken van de Brugse waterlopen aan de hand van veldwaarnemingen en de analyse van stafkaarten en luchtfoto's. Bijna alle waterlopen op het Brugse grondgebied zijn polderwaterlopen, die worden beoordeeld op basis van de aan- of afwezigheid van oeeverversterking, abiotische variatie, type oeeverversteviging: doorgroeibaarheid, oeevergroei of niet. Op basis van deze beoordelingsmethode scoorde het Boudewijnkanaal zeer zwak (Nagels *et al.* 1994). De oeeverstructuur van het Boudewijnkanaal is cultuurtechnisch (betonnen damwanden). Op sommige plaatsen is de oever verstevigd door steenbestorting, op andere plaatsen door een meerlagige stenenrij. Sommige oevers zijn verstevigd met steentjes, die op hun beurt gefixeerd zijn met asfaltmastiek, wat de ontwikkeling van vegetatie vrijwel onmogelijk maakt. De oostelijke oever bestaat vanaf de haven van Zeebrugge tot aan

Lissewege uit steile afgekalfde oeverstroken. De cultuurtechnische oeverversterking is beperkt tot een palenrij voor de huidige oever (Van Thuyne & Breine 2007).

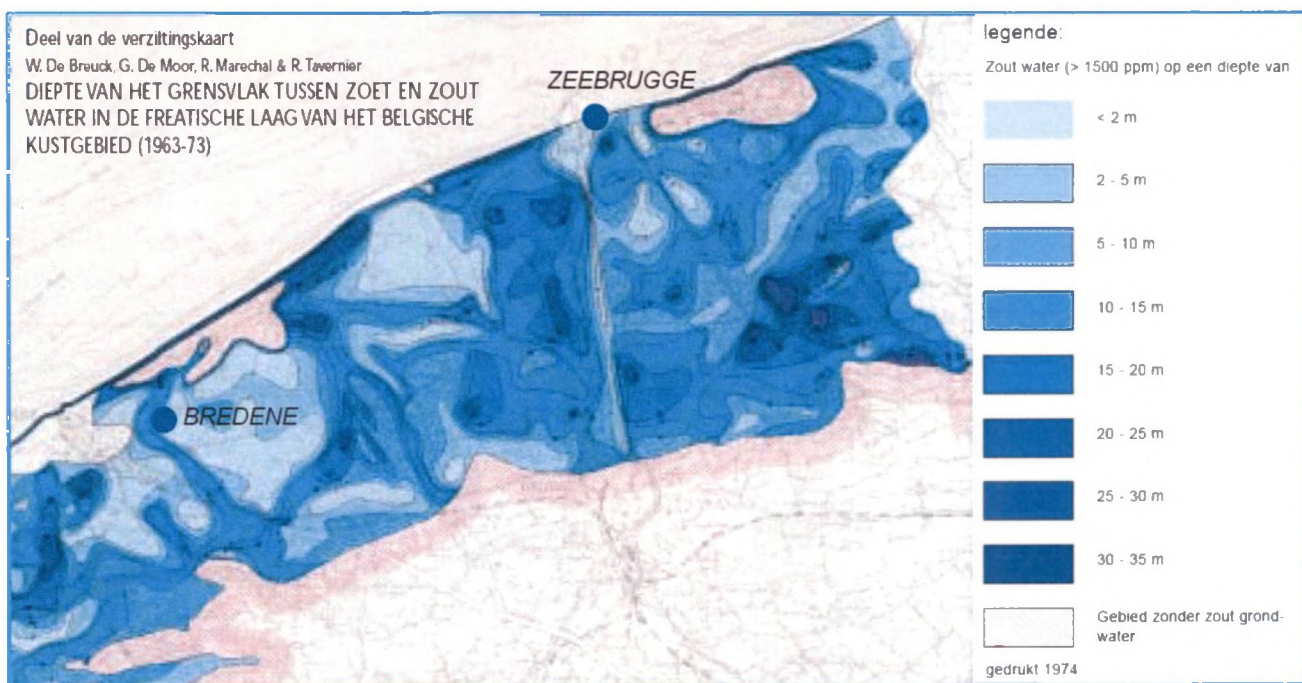
Op de bodem van het Boudewijnkanaal is een sliblaag aanwezig, die varieert in dikte van 5 tot 20 cm (studie TAUW Infra Consult 1992). Op basis van analyses van baggermonsters uit het Boudewijnkanaal, uitgevoerd in 2003 door Ecorem nv, blijkt dat de onderwaterbodem tussen 51 en 69 % droge stof bevat, waarvan 2 tot 9 % bestaat uit organisch materiaal. De minerale fractie bestaat voor slechts 3-17 % uit klei (deeltjes $< 2 \mu\text{m}$). Er is geen systematische controle van de kwaliteit van de waterbodem in het Boudewijnkanaal, waar de controle enkel gebeurt in functie van het baggeren en bij klachten. In het waterbodemmeetnet van de VMM is één meetpunt (816000) opgenomen in het Boudewijnkanaal ter hoogte van de Dudzeelse brug. In de achterhaven zijn er geen meetpunten aanwezig. De meest recente resultaten (2005) toonden aan dat de kwaliteit slecht was. Dat dit zijn weerslag heeft op de aanwezige biota, is evident. Voor het grote publiek komt dit het sterkst tot uiting in de eetbaarheid van de aanwezige vissen. De (Nederlandse) norm voor het PCB-gehalte en de norm voor het gehalte aan zware metalen in de weefsels van riviervissen, werd in het Boudewijnkanaal overschreden voor de Paling, waardoor de consumptie van deze vissen werd afgeraden (persmededeling Ministerie Leefmilieu en Landbouw 1999).

2.1.3. Grondwater

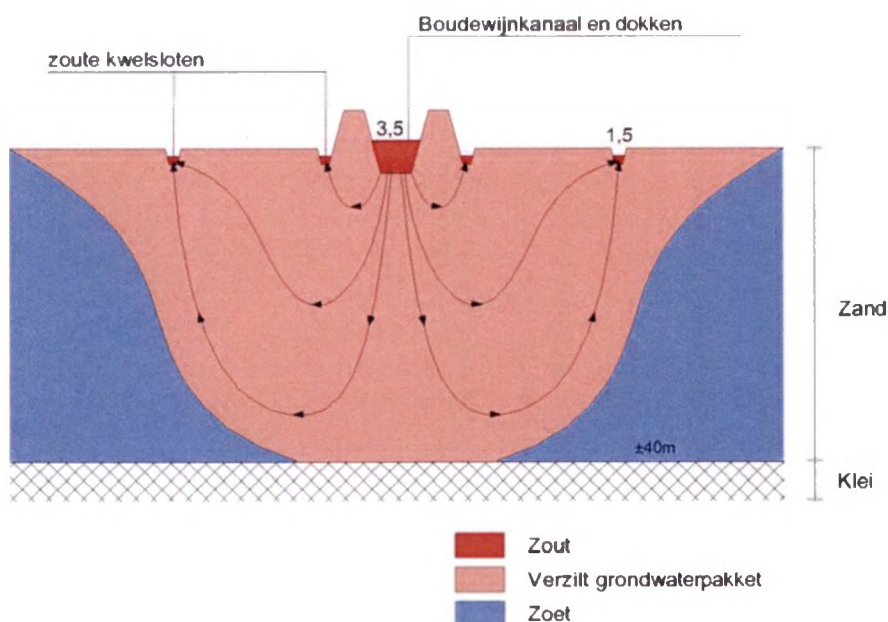
De zone rond het Boudewijnkanaal en de achterhaven van Zeebrugge wordt beschouwd als een zone met natuurlijk verzilt grondwater. Toen de zee zich ca. 1 000 jaar geleden uit het Vlaamse landschap terugtrok, bleef een met zout water verzadigde bodem achter. Regenwater infiltreerde in de bodem en mengde zich met het grondwater, waardoor een verdunning van het zoute grondwater optrad. Deze infiltratie van regenwater vond voornamelijk plaats via de hoger gelegen en goed doorlatende duin- en kreekgebieden waardoor er zich aanzienlijke zoetwaterlenzen ontwikkelden bovenop het zoute grondwater. Vanuit topografisch hoger gelegen gebieden ontstond er dus een verzoetende grondwaterstroming naar de diepere gedeelten van het grondwaterreservoir met verschillende waterkwaliteiten binnen dezelfde watervoerende laag tot gevolg.

De urbanisatie en het economisch belang van de kustvlakte (toerisme en maritieme activiteiten) zorgde voor een grotere behoefte aan drinkwater (zoet water) aan de kust. Gezien het freatisch (diep) grondwater verzilt is, komen enkel de zoete kreek- en duingebieden (ondiepe grondwaterlager) in aanmerking voor drinkwaterproductie. Het winnen van grondwater is dan ook voornamelijk gericht op deze gebieden. Wanneer echter meer water onttrokken wordt dan van nature wordt aangevuld, ontstaat een opwaartse grondwaterstroming waardoor de zoet-zoutwatergrens naar boven getrokken wordt. Dit leidde tot een niet-natuurlijke verzilting van het grondwater (Degans *et al.* 2007).

Via de haven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal penetreert de verzilting van het grondwater verder landinwaarts. Het hogere waterpeil in de dokken en het Boudewijnkanaal (3,5 – 3,7 m TAW) ten opzichte van de omgevende polders (1,5 m TAW) geeft aanleiding tot een toegenomen verzilting van het grondwatermassief en de omliggende polders (Vansteelandt 2008) doordat het zoute water in dit waterlichaam de freatische (ondiepe) zoete watervoerende lagen binnendringt (Figuur 1).



Figuur 1. De verzilting van het gebied rondom het Boudewijnkanaal.



Figuur 2. De verzilting van het grondwater en de polders in het gebied rondom het Boudewijnkanaal (naar Vansteelandt 2008).

2.1.4. Peilveranderingen

In de Achterhaven van Zeebrugge is er door de aanwezigheid van de zeesluizen geen getij aanwezig. Bovendien tracht men het peil in de haven constant te houden. Het streefpeil bedraagt 3,70 m TAW. Hoger dan 3,70 m TAW mag het peil niet komen omwille van het feit dat het water dan in de drainageconstructie van de Pierre Vandammesluis komt en de werking van deze constructie (o.a. omwille van zwerfvuil) in het gedrang riskeert te komen. Er treedt een dagelijkse nettoverlies van achterhavenwater op bij de versassingen van de zeeschepen

aan de P. Vandamme- en de Visartsluis. Dit dagelijkse verlies werd door De Breuck *et al.* (1992) geschat op ongeveer 500.175 m³ voor de P. Vandammesluis (15 versassingen) en 18.340 m³ voor de Visartsluis (5 versassingen). Om de waterpeilen constant te houden wordt, bij hoogwater, zeewater via een inlaat nabij de Pierre Vandammesluis binnengelaten. Er kan enkel gespijst worden vanaf een vloedpeil van 3,70 m TAW, waardoor maximaal 2 maal per dag, gedurende 1 à 1,5 uur, water kan worden binnengelaten. Door het waterverlies bij het versassen van de schepen en de aanvoer van zeewater bij hoogtij ter compensatie, zijn er dagelijkse peilfluctuaties van (slechts) een aantal cm, afhankelijk van het aantal versassingen die worden uitgevoerd (Vansteelandt 2008).

2.1.5. Hydrologie en verblijftijd van het water

Aanvoer van grondwater speelt hoogstwaarschijnlijk nauwelijks een rol in de hydrologie van de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal (zie 2.1.3). In tijden van watersnood kan het Boudewijnkanaal ingezet worden om een beperkt debiet van de Ringvaart rond Brugge en het kanaal Brugge-Oostende af te leiden naar zee. Uit een studie van het Waterbouwkundig Laboratorium is namelijk gebleken dat bij inschakeling van de sluis, het Boudewijnkanaal en de Achterhaven van Zeebrugge, ingeval van watersnood, een substantiële bijdrage kunnen leveren in de waterbuffering en – afvoer. Het niveauverschil tussen het opwaarts pand (Gent-Oostende) en het afwaarts pand (Boudewijnkanaal) bedraagt bij normale peilen 44 cm. Dit verschil kan oplopen tot meer dan 1,50 m bij grote waterafvoer (persmededeling Vlaamse Overheid). Volgens het bekkenbeheersplan voor de Brugse Polders (Vanden Bulcke *et al.* 2007) zouden de effecten van zoetwaterpulsen bij piekdebieten op het Boudewijnkanaal minimaal zijn. De volumes zoet water die bij hoogwater vanuit het kanaal Gent-Oostende afgevoerd zouden worden via het Boudewijnkanaal, zijn dermate klein ten opzichte van de totale capaciteit van het Boudewijnkanaal dat er weinig tot geen effect is te vrezen op de brakwaterfauna- en flora van het Boudewijnkanaal.

Toevoer van zoet oppervlaktewater gebeurt in beperkte mate via het Isabellavaartje te Zeebrugge, via afvalwaterlozingen door de RWZI van Brugge (zie 5.2) en een tweetal overstorten. In 2007 werd door de RWZI gemiddeld meer dan 100.000 m³ effluent dag⁻¹ aangevoerd met uitschieters tot 350.000 m³ dag⁻¹, wat ter vergelijking ongeveer 1 à 3 % van de gemiddelde debieten van de Schelde te Schelle bedraagt. Alleen al door deze constante wateraanvoer is er dus wel degelijk sprake van een, weliswaar beperkte, waterdoorstroming van dit waterlichaam (mededeling Stefan Van Damme, UA). Ook de versassingen van de schepen aan de Verbindingssluis met de Oostendse Vaart, zorgt voor zoetwatertoevoer evenals de lekverliezen aan deze sluis. Bij hevige regenval zorgen overstorten van de rioleringen ter hoogte van de Jacob Van Arteveldestraat in het Nijverheidsdok en de Kolvestraat/Pathoekeweg in het Boudewijnkanaal voor een aanvoer van zoet en sterk verontreinigd water. Bij dit laatste lozingspunt werd in 2007 een volume van 201.698 m³ verdund afvalwater (vooral rijk aan ammonium) verpompt, wat in vergelijking met het debiet van de RWZI vrij beperkt is. Tenslotte speelt ook de neerslag en de afstroom van het verharde oppervlak in de onmiddellijke nabijheid een rol in de zoetwateraanvoer (De Blauwe 1999).

Aanvoer van zoutwater (bij elk hoogtij) gebeurt vooral om het niveau in de achterhaven op een constant peil te houden (zie 2.1.4) ter compensatie van de schutverliezen. Tijdens droge zomers kan het gebeuren dat het streefpeil van 3,70 met moeite kan worden gehandhaafd omwille van de hoge verdamping, waardoor ook extra aanvoer van zeewater is vereist.

Het totale watervolume van de achterhaven werd in 1992 geschat op 35.935.510 m³ op een oppervlakte van 330 ha. Het totale watervolume werd toen na 72 dagen vervangen door zeewater door toedoen van de schutverliezen (De Breuck *et al.* 1992). Voor een huidig

volume van 45.918.864 m³ bij een totaal wateroppervlak van 359 ha, is na 89 dagen het volledige watervolume vervangen (enkel op basis van de dagelijkse verversing met zeewater). De waterstroming door de Pierre Vandammesluis beheerst bijgevolg de hydrologie van het gebied. Wat deze schutverliezen betekenen voor de gemiddelde verblijftijd van het water in de achterhaven is moeilijk in te schatten. Het verlies van het water en de aanvulling ervan gebeuren op hetzelfde punt, nl. de meest afwaartse locatie in dit vrij langgerekte systeem. De rechtstreekse invloed van waterverlies en aanvulling zal ongetwijfeld groter zijn in de buurt van de sluizen. Stromingsgegevens, zowel aan de oppervlakte als in de diepte, binnen dit waterlichaam zijn niet gekend, dus het is niet mogelijk om de sterkte van vermenging van het binnenkomende water met de rest van het water in de achterhaven te kunnen inschatten. De retentietijd werd in 1992 op basis van modelberekeningen geschat op 3 jaar en was gebaseerd op aan- en afvoer van water door neerslag, effluent van de RWZI en de versassingen van de schepen (studie TAUW Infra Consult 1992). Sterke seizoenale fluctuaties in saliniteit en chloridegehalte, die zichtbaar zijn op basis van lange termijn gegevens van een meetlocatie van de VMM aan de Dudzeelse brug, doen vermoeden dat de doorstroming groter is dan wat op basis van de morfologie zou kunnen verwacht worden (zie Figuur 4 en 5).

2.2. FYSISCO-CHEMIE

2.2.1. Recente gegevens VMM databank

Het VMM-meetnet bevat twee punten in het Boudewijnkanaal, namelijk vlak bij de haven van Brugge en ter hoogte van de Dudzeelse brug, ongeveer in het midden tussen de haven van Brugge en de Achterhaven van Zeebrugge. In de Achterhaven van Zeebrugge bevat het VMM-meetnet geen meetpunten. In de voorhaven is wel een meetpunt aanwezig ter hoogte van de Zweedse kaai. In Tabel 2 zijn diverse fysisch-chemische meetwaarden van het Boudewijnkanaal en de voorhaven weergegeven voor 2007.

Volgens deze gegevens is het water van het Boudewijnkanaal alkalisch en zeer brak tot zout. Er treden evenwel af en toe sterke afnames op wat kan wijzen op een kortstondige toevoer van zoetwater. Het water bevat hoge concentraties aan voedingsstoffen, zowel opgelost stikstof als fosfor. Voornamelijk in de zomer wordt sterke verzadiging met opgelost zuurstof vastgesteld, wat kan wijzen op algenbloei. Dit wordt gedeeltelijk bevestigd met de sporadische chlorofyl a metingen van het Boudewijnkanaal (o.a. in mei en augustus 2007). Het gehalte aan zwevende stoffen is tijdens die perioden ook hoger dan tijdens het najaar en de winter. In december 2007 wordt evenwel een maximale SPM-waarde vastgesteld, wat een aanwijzing kan zijn voor resuspensie van bodemmateriaal op dat moment (eventueel door volledige menging van de waterkolom).

Tabel 2. Recente gegevens (2007) uit de VMM-meetdatabank: meetplaats 816000, Boudewijnkanaal, Dudzeelse brug en meetplaats 327, Voorhaven Zeebrugge, Zweedse Kaai. De lege ruimten wijzen op meetresultaten beneden de respectievelijke detectielimieten.

	Cl mg l ⁻¹	EC20 µS cm ⁻¹	O ₂ %	O ₂ mg l ⁻¹	pH	T °C	ZS mg l ⁻¹	CZV mg O ₂ l ⁻¹	SO ₄ mg l ⁻¹	NO ₃ µg N l ⁻¹	NO ₂ µg N l ⁻¹	NH ₄ µg N l ⁻¹	PO ₄ µg P l ⁻¹	chl a µg l ⁻¹
Boudewijnkanaal														
jan/07	13980	20100	93	9,5	7,8	9,8	7,2	121	1840	1800	30	120	230	
feb/07	14320	19670	87	9,5	7,8	8,2		133	1940	1900	30	100	200	
mrt/07	9540	20500	94	9,6	7,8	11		49	1320	3400	40	270	180	
apr/07	12340	26035	123	11,6	8,2	13,3	13	22	1750	1700	40	90	170	<10
mei/07	15070	24600	133	11,8	8,3	16,8	11	133	2140	720	50	30	170	50
jun/07	12850	29300	95	8	7,8	17,7	9,2	111	1740	580	70	20	200	<10
jul/07	12000	27650	153	12,7	8,2	18,5	10	138	1650		30	50	180	<10
aug/07	12420	30900	111	9	7,9	19,9	8,4	139	1820	900	70	250	840	51
sep/07	14370	37000	69	5,6	7,6	16,7		114	2030	470	50	160	260	10
okt/07	8730	20400	73	6,8	7,5	15,6	7,8	26	1330	1400	40	240	470	
nov/07	14550	36200	77	7,1	7,6	12,6		78	2050	1000	70	170	440	
dec/07	14130	35800	83,6	8,32	7,67	9,2	18	94	1880	1300	80	550	160	
gemiddelde	12858	27346	99	9,1	7,8	14	11	97	1791	1379	50	171	292	
max	15070	37000	153	12,7	8,3	20	18	139	2140	3400	80	550	840	
min	8730	19670	69	5,6	7,5	8	7	22	1320	470	30	20	160	
Voorhaven														
jan/07	19050	20400	95		8,0	9,7	21	158	2610				30	
feb/07		19400	92	10,18	7,9	7,3	15	203	2060	1300	10	350	70	
mrt/07	17520	20600	89	9,53	8,0	9,4	23	99	2290	770	8		50	
apr/07	16710	43200	117	10,24	8,2	10,6	16	18	2360	570	10	230	20	
mei/07	18530	44700	64	5,37	8,1	13,7	29	146	2620		10	360	20	
jun/07	17660	41400	76	6,1	8,0	17,5	7,4	135	2440		30	450	40	
jul/07	18090	42500	60	4,96	7,9	16,9	10	133	2440			280	30	
aug/07	18600	43300	92	7,06	8,0	19,1	19	95	2560		30	350	50	
sep/07	17440	44100	86	6,84	8,0	17,5	24	119	2500		30	280	30	
okt/07	15740	20600	76	7,24	7,8	14,8	15	129	2130	800	20	270	70	
nov/07	18080	42900	88	7,96	7,9	11,9	24	76	2510	530	20	200	50	
dec/07	17140	43400	88	8,52	7,9	8,6	9	97	2360	1600	20	290	40	
gemiddelde	17687	35542	85	7,6	8,0	13	18	117	2407	928	19	306	42	
max	19050	44700	117	10,2	8,2	19	29	203	2620	1600	30	450	70	
min	15740	19400	60	5,0	7,8	7	7	18	2060	530	8	200	20	

Het water in het Boudewijnkanaal is minder zout en minder troebel dan het water in de voorhaven, doorgaans is het ook iets warmer, bovendien bevat het water er meer nutriënten, vooral nitraat en orthofosfaat, wat vermoedelijk kan leiden tot een hogere primaire produktie. De hogere zuurstofwaarden in het Boudewijnkanaal zouden deze hypothese kunnen bevestigen.

2.2.2. Historische gegevens

De vervuiling van het Boudewijnkanaal en de Achterhaven van Zeebrugge vormt al langer een probleem. Zo zijn er aanwijzingen dat het water in de jaren dertig van de 20^{ste} eeuw reeds te kampen had met extreme algenbloeien, zoals in 1937 toen het eten van mosselen tengevolge deze bloeien onmogelijk werd (Van Meel 1963, Gysels 1972). De oudste gepubliceerde gegevens (Tabel 3) dateren van 1950-51, toen door Van Meel in het Boudewijnkanaal ('Canal maritime de Zeebrugge') maandelijkse metingen van diverse fysisch-chemische parameters werden uitgevoerd (Van Meel 1963). In vergelijking met de recente gegevens (Tabel 2) was het water in 1951 iets minder zout, hoewel de toenmalige zoutconcentraties vergelijkbaar zijn met de waarden die de laatste 20 jaar werden waargenomen, en bevatte het minder orthofosfaat. De zuurstofwaarden tussen beide jaren zijn vergelijkbaar, ook toen werden hogere waarden vastgesteld in het voorjaar en de zomer, indicatief voor een intensieve fytoplanktonproductie, met dat verschil dat de maximale waarde toen in april werd opgemeten, terwijl ze in 2007 in juli optrad. De maximale zuurstofwaarden kwamen in 1950-51 overeen met maximale diatomeeëndensiteiten. Maar vooral de toen zeer hoge nitraatbelasting tijdens de winter en de limiterende nitraat- en orthofosfaatwaarden tijdens de zomer zijn opvallend. De kwaliteit was in die tijd mogelijk zelfs slechter dan tijdens de laatste 20 jaar. Van Meel (1963) bracht de zeer hoge nitraatwaarden toen (nog zeer voorzichtig) in verband met antropogene vervuiling, maar het is niet duidelijk welke activiteiten er aan de basis van deze zeer hoge waarden lagen. Nadien werden dergelijke hoge nitraatconcentraties nooit meer waargenomen.

Tabel 3. Historische fysico-chemische gegevens (1950-51) van het Boudewijnkanaal naar Van Meel (1963).

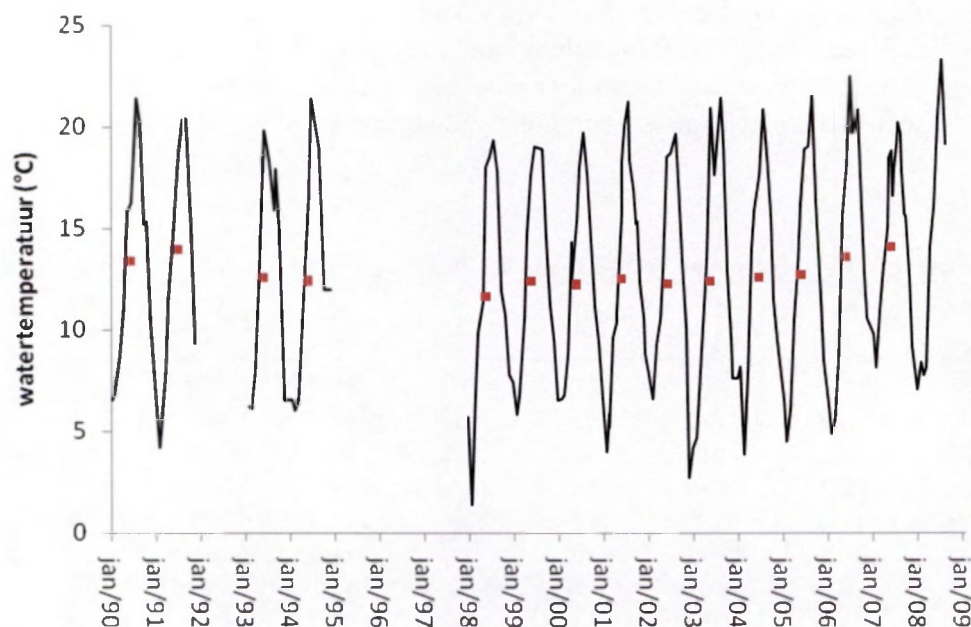
	Cl mg l ⁻¹	O ₂ %	O ₂ mg l ⁻¹	pH	T °C	SO ₄ mg l ⁻¹	NO ₃ µg N l ⁻¹	PO ₄ µg P l ⁻¹
oktober 1950	13266	81,24	8,452	7,1	13	1943	1125	0
november	13159	71,88	8,629	7	6	1817	13548	180
december	11942	72,5	9,259	6,9	3,75	170	2258	157
januari 1951	10072	95,27	12,363	7,6	3	1455	21113	147
februari	9677	117,25	14,863	8,8	4	1443	47871	0
maart	9677	86,37	10,145	8,0	7,5	1422	16484	192
april	9720	156,62	17,39	8,7	10	1433	33871	0
mei	10763	104,52	10,814	8,4	13,25	1654	0	0
juni	10308	145,52	13,139	8,6	19,5	1454	0	267
juli	10007	95,93	8,609	8,6	20	1432	0	273
augustus		115,84	10,544	7,82	19		2179	0
september	12555	66,99	6,294	7,8	17,75	1647	1129	233
gemiddelde	11013	101	10,9	7,9	11	1443	11631	121
max	13266	157	17,4	8,8	20	1943	47871	273
min	9677	67	6,3	6,9	3	170	0	0

Vanaf 1978 zijn een aantal fysisch-chemische parameters op regelmatige basis (maandelijks) door VMZ opgemeten ter hoogte van de Herdersbrug. Hieruit blijkt dat de waterkwaliteit vanaf 1985 fors is verslechterd en instabieler geworden in vergelijking met het begin van hun waarnemingen. Er werd ongeveer een verdubbeling vastgesteld van de concentraties aan

orthofosfaat- en ammonium. Ook werden zeer hoge waarden voor zuurstofverzadiging vastgesteld (tot 200 %), indicatief voor uitgebreide bloeivorming van algen. De oorzaak werd gelegd bij de ingebruikname van de RWZI Brugge rond die tijd. De sterkste verontreiniging werd tijdens een uitgebreidere meetcampagne in 1990 dan ook vastgesteld in de nabijheid van deze RWZI. Ten opzichte van de toen geldende Belgische normen was de waterkwaliteit in het Boudewijnkanaal toen slecht tot zeer slecht (studie TAUW Infra Consult 1992).

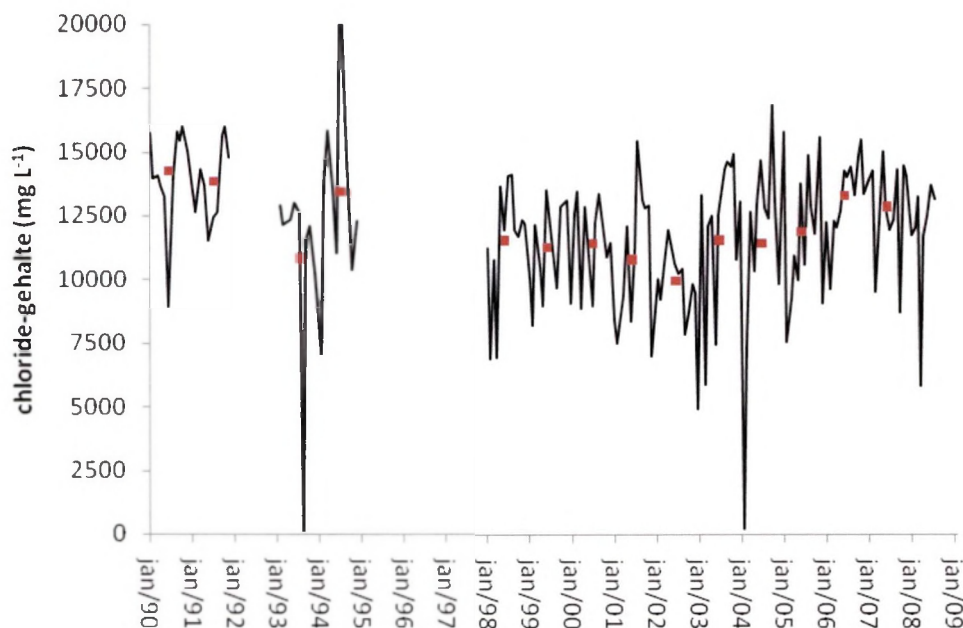
Vanaf 1990 zijn er VMM-data van het Boudewijnkanaal, waar maandelijks fysisch-chemische opmetingen werden uitgevoerd, beschikbaar. Deze gegevens laten toe een beeld te schetsen van de evolutie van de waterkwaliteit gedurende de laatste 20 jaar.

De watertemperatuur vertoont een typisch seizoenaal patroon (Figuur 3). Op langere termijn is er enige cycliciteit waar te nemen met wat hogere waarden begin jaren 1990 in vergelijking met de rest van de waarnemingsperiode. De laatste jaren is evenwel een evolutie zichtbaar naar opnieuw hogere waarden, vermoedelijk voornamelijk te wijten aan zachtere winters.

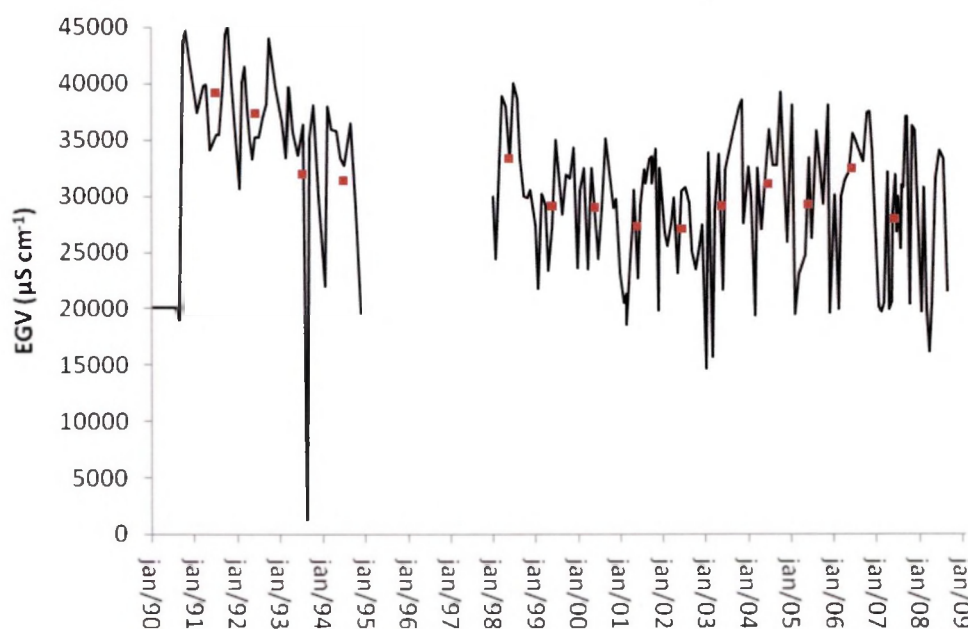


Figuur 3. Verloop van de watertemperatuur (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijks metingen uitgevoerd door de VMM.

Het zoutgehalte vertoont een sterk fluctuerend patroon, wat vermoedelijk vooral in verband staat met de toevoer van zoetwater (via de haven van Brugge en de RWZI Brugge) en de toevoer van zeewater via de Haven van Zeebrugge (Figuur 4). Twee extreem lage waarden zijn opvallend, de eerste in augustus 1993 heeft waarschijnlijk te maken met een extreem hoge aanvoer van zoet oppervlaktewater (wateroverlast?), de tweede (februari 2004) is vermoedelijk een meetfout omdat ze in tegenstelling tot het eerste minimum niet terug te vinden is bij o.a. het verloop van de conductiviteit (Figuur 5).

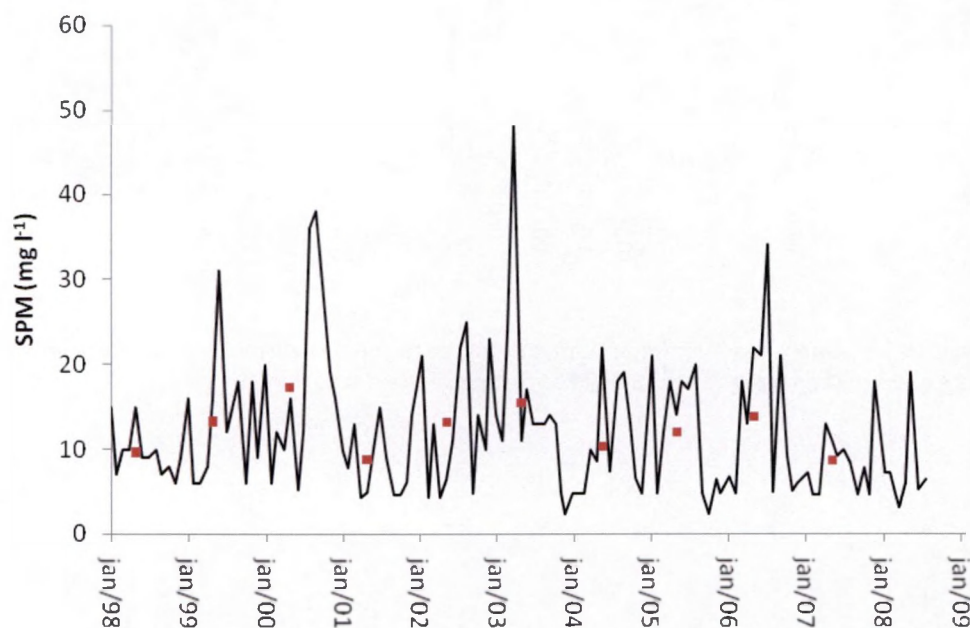


Figuur 4. Verloop van de zoutconcentratie (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM.



Figuur 5. Verloop van het elektrische geleidingsvermogen (EGV of conductiviteit) (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM.

Het water is doorgaans helder maar af en toe worden toch hoge gehalten aan gesuspendeerd materiaal opgemeten (Figuur 6). Maximale concentraties worden meestal in de zomer aangetroffen wat een verband suggereert met de fytoplanktonproductie (zie verder). Op de lange termijn is er enige regelmaat waar te nemen: gedurende drie opeenvolgende jaren blijken de gemiddelden toe te nemen om dan plots sterk te verminderen, maar de onderliggende reden is vooralsnog niet duidelijk. De basiskwaliteitsnorm van 50 mg L^{-1} (90 percentiel) werd nooit overschreden.



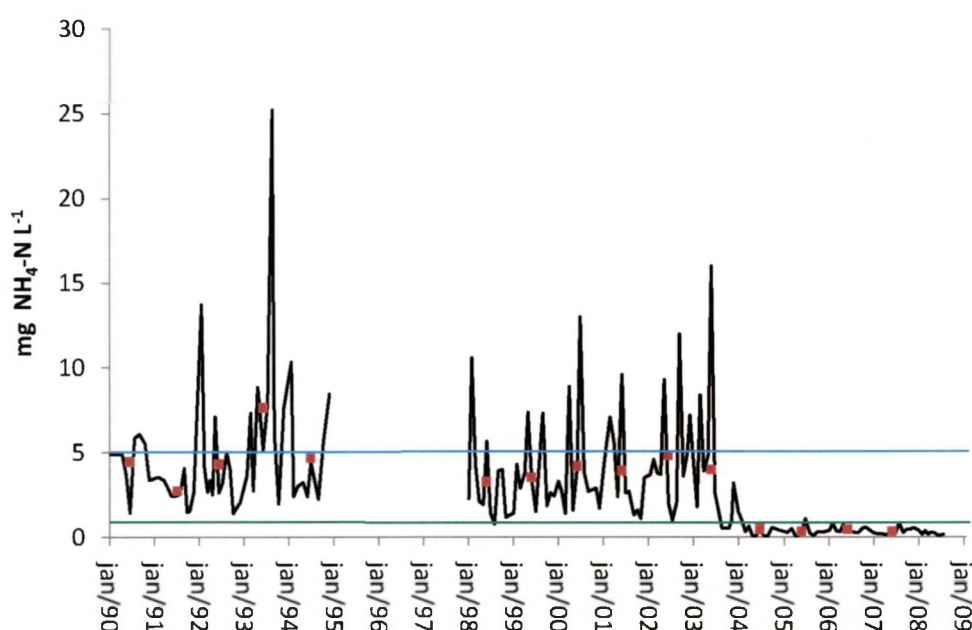
Figuur 6. Verloop van het SPM-gehalte (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM.

De nutriëntenconcentraties geven een idee over de belasting van een watersysteem door antropogene afvalstromen. Fosfor en stikstof vormen hierbij de belangrijkste voedingsstoffen voor de autotrofe organismen binnen het aquatisch voedselweb, waarmee ze met behulp van zonlicht als energiebron hun biomassa kunnen opbouwen. Deze stoffen liggen dan ook aan de basis van eutrofiëringsverschijnselen, zoals een verhoogde primaire produktiviteit wat regelmatig tot bloeivorming van fytoplankton kan leiden, met alle negatieve neveneffecten tot gevolg. Deze stoffen worden voornamelijk in het systeem gebracht via puntlozingen (industrie, bewoning, landbouw,...), aanvoer van verontreinigd oppervlaktewater, verstoring van de sliblaag, enz.

De opgeloste nutriëntenconcentraties zijn doorgaans zeer hoog. Ze vertonen ook sterke seizoenale fluctuaties maar vooral op de lange termijn zijn er een aantal opvallende wijzigingen te zien. De sterkste verandering heeft plaatsgevonden in de concentratie aan ammonium. Vóór 2004 werden de normen voor basiskwaliteit (90 percentiel $< 5 \text{ mg l}^{-1}$ én jaargemiddelde $< 1 \text{ mg l}^{-1}$) stelselmatig overschreden. Vanaf 2004 wordt een spectaculaire daling vastgesteld en worden de normen gehaald (Figuur 7). Dit staat ongetwijfeld in verband met de renovatie van de RWZI Brugge, wat leidde tot een verbeterde afvalwaterzuivering

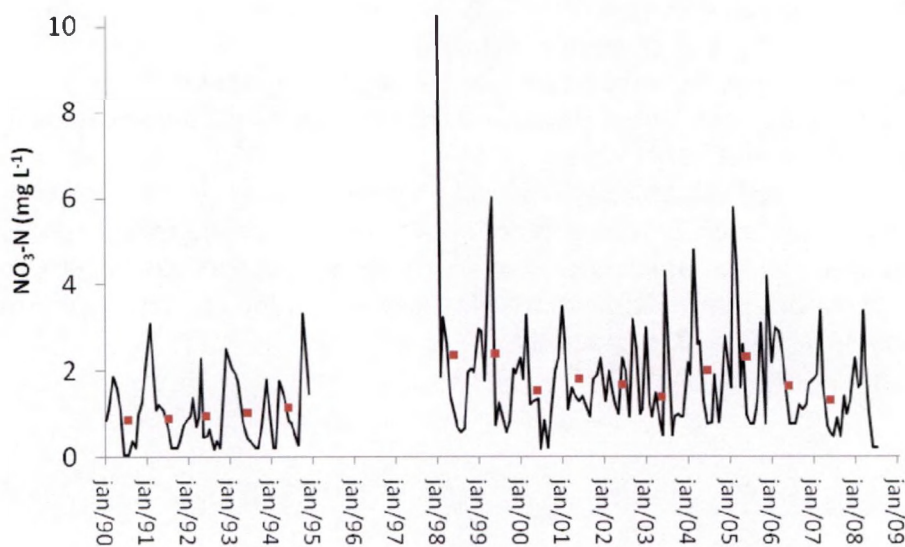
(vooral door een forse stijging van het rendement aan verwijderd N), in combinatie met het terugdringen van illegale afvalwaterlozingen (zie 2.2.3). Ammonium wordt doorgaans gevormd bij de bacteriële afbraak van organisch materiaal, maar o.a. bij ontoereikende zuurstofgehalten, kan ammonium evenwel niet verder worden afgebroken tot nitriet en nitraat en aldus accumuleren in de waterkolom. In het Boudewijnkanaal werd evenwel geen verband gevonden met de hoeveelheid zuurstof in het water.

De ammoniumconcentratie kent een vrij grillig seizoenaal patroon, maxima worden zowel in de zomer als in de winter waargenomen. De extreem hoge ammoniumconcentratie in augustus 1993 is in verband te brengen met de aanvoer van zoet, verontreinigd oppervlaktewater (zie eerder). Op dat moment werd ook een maximale orthofosfaatconcentratie (figuur 9) en een minimale zuurstofconcentratie (Figuur 12) vastgesteld.



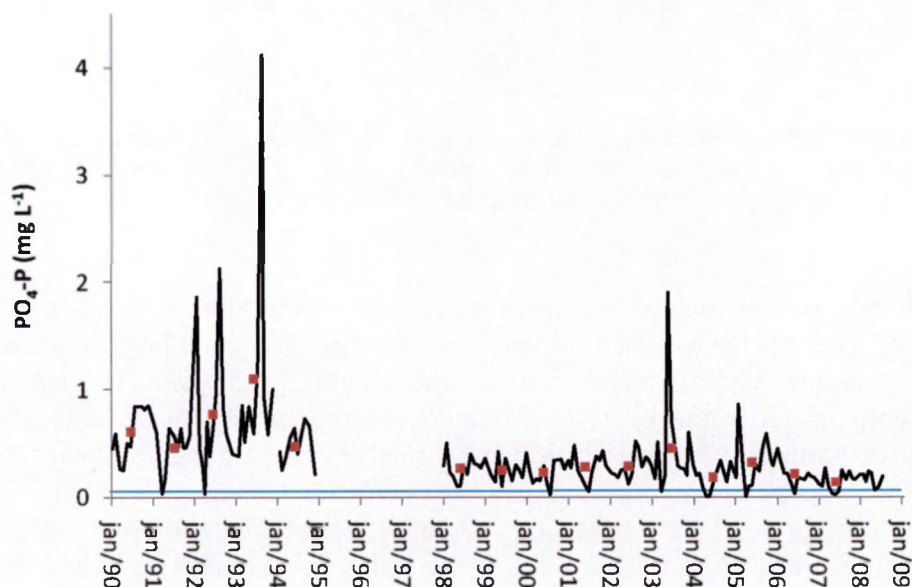
Figuur 7. Verloop van de ammoniumconcentratie (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM. De blauwe (90 percentiel) en groene lijn (jaargemiddelde) stellen de normen voor van de basiskwaliteit.

In tegenstelling tot de ammoniumgehalten vertonen de nitraatconcentraties geen duidelijke wijziging vanaf 2004 (Figuur 8). De waarden blijken over het algemeen zelfs hoger te liggen dan tijdens het begin van de VMM-waarnemingen. Doorgaans zijn de concentraties het hoogst tijdens de wintermaanden wanneer de meeste stikstofcomponenten uit de aanwezige biota door afbraakprocessen in oplossing worden gebracht en er een verhoogde toevoer van effluentwater plaatsvindt. Op de lange termijn lijken de fluctuaties toegenomen te zijn. Dit komt het duidelijkst tot uiting bij het verloop van de jaargemiddelden, die in de eerste vijf jaar van de VMM-waarnemingen nog min of meer gelijkaardig waren maar nadien gedurende een aantal opeenvolgende jaren toe- of afnamen, wat eventueel een verband met klimatologische fluctuaties suggereert. Er is geen duidelijke verklaring voor de extreem hoge waarde in februari 1998, op dat moment worden geen extremen vastgesteld voor andere fysisch-chemische parameters.

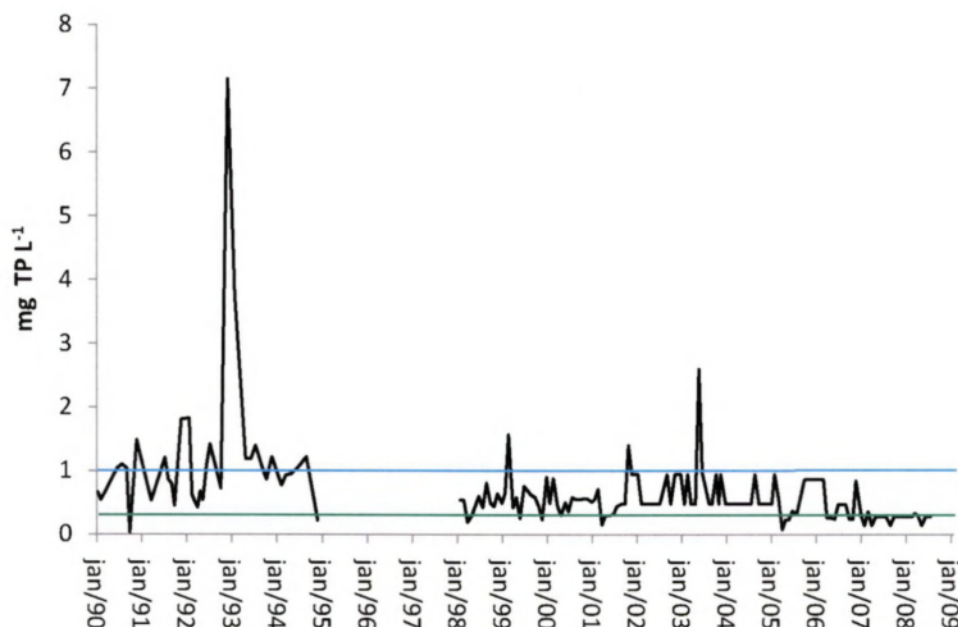


Figuur 8. Verloop van de nitraatconcentratie (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM.

Zowel de orthofosfaat- als de totale fosforconcentraties lijken de laatste 10 jaar te zijn afgenomen in vergelijking met de periode 1990-95 (Figuur 9, 10). In de zomermaanden worden zelfs af en toe limiterende waarden voor orthofosfaat vastgesteld. Ook extreem hoge waarden blijken niet zo dikwijls meer voor te komen. De waargenomen maxima kunnen eventueel wijzen op een sterk toegenomen toevoer van (verontreinigd) oppervlaktewater in die periode. Het maximum in juni 2003 voor beide parameters valt trouwens samen met een maximale ammoniumconcentratie op dat moment. In 2007 werden de basiskwaliteitsnormen voor TP (90 percentiel $< 1 \text{ mg L}^{-1}$ én jaargemiddelde $< 0,3 \text{ mg L}^{-1}$) gehaald.



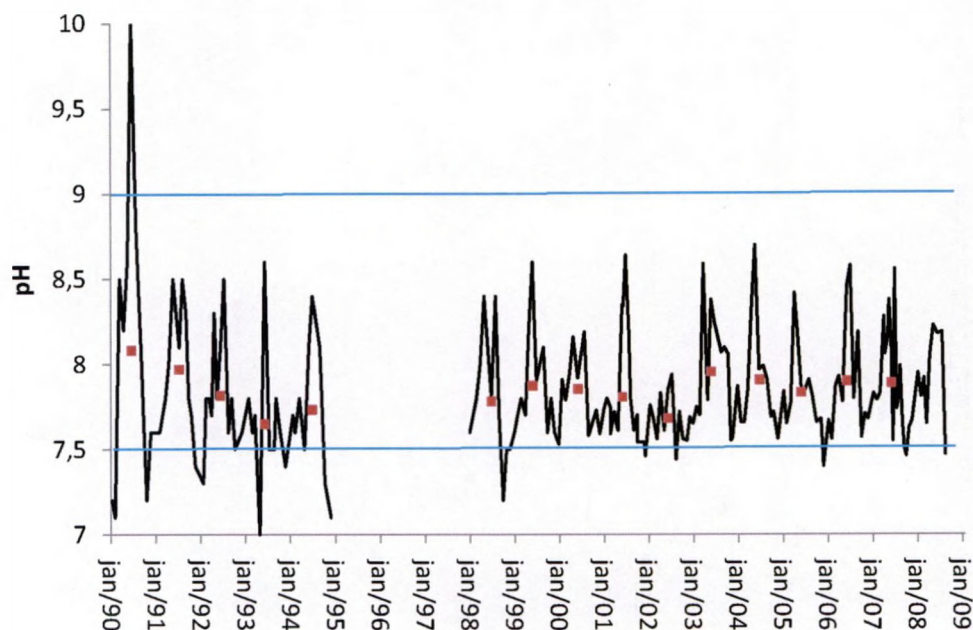
Figuur 9. Verloop van de orthofosfaatconcentratie (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM. De blauwe lijn stelt de basiskwaliteitsnorm voor (90 percentiel $< 0,05 \text{ mg L}^{-1}$).



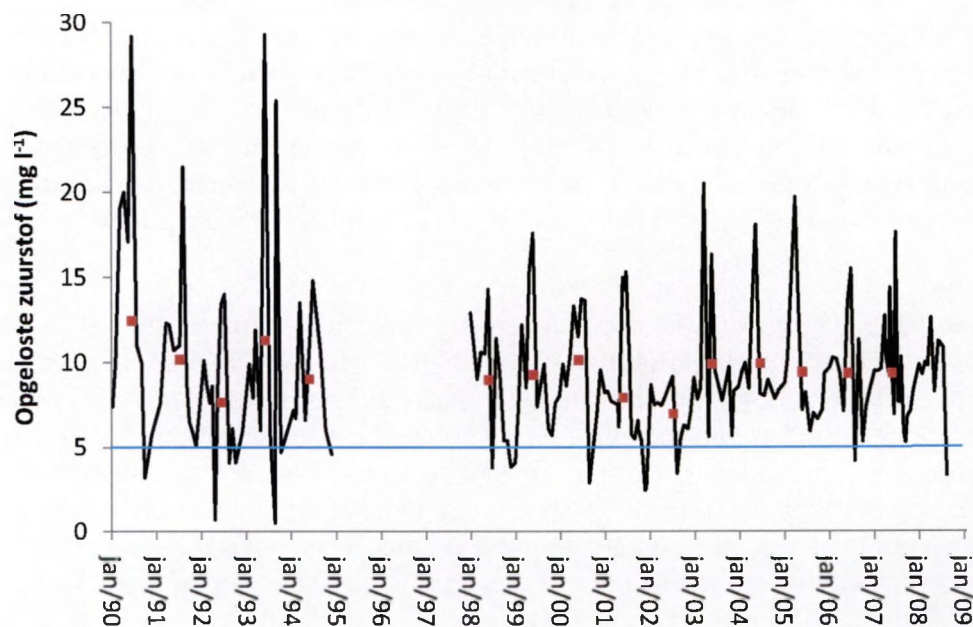
Figuur 10. Verloop van de totale fosforconcentratie in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM. De detectielimieten liggen evenwel vrij hoog en vertonen regelmatig verschillen in functie van de tijd. De blauwe (90 percentiel) en groene lijn (jaargemiddelde) stellen de basiskwaliteitsnormen voor.

Wanneer de waarden getoetst worden aan de basiskwaliteitsnormen voor oppervlaktewater, wordt in 2007 voor alle N-parameters (nitraat + nitriet, KjN, ammonium) en voor totaal fosfor de norm gehaald, dit in tegenstelling tot de meeste andere waterlopen in West-Vlaanderen. Enkel voor orthofosfaat wordt de norm niet gehaald. De basiskwaliteitsnormen gelden echter voor zoetwater en zijn dus niet helemaal toepasselijk op de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal. Wanneer getoetst wordt aan de viswaterkwaliteitsnormen, dan wordt de strengere norm voor ammonium (95 percentiel $\leq 0,78 \text{ mg L}^{-1}$) en nitriet (95 percentiel $\leq 0,009 \text{ mg L}^{-1}$) niet gehaald.

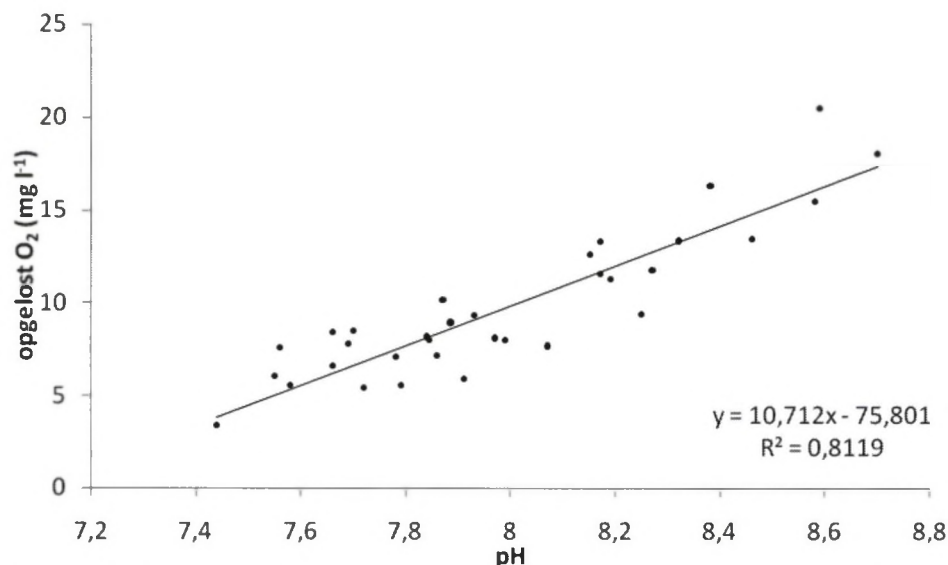
De vrij hoge concentraties aan voedingsstoffen bieden vanuit ecologisch perspectief evenwel veel potentie voor een sterke proliferatie van fytoplankton. De pH (Figuur 11) en de concentratie aan opgeloste zuurstof (Figuur 12) kunnen een indicatie geven van de primaire produktiviteit in het water. Beiden vertonen een zeer gelijkaardig patroon en zijn bovendien sterk positief gecorreleerd met elkaar, vooral tijdens de zomermaanden wanneer beide parameters jaarlijks uitgesproken maxima vertonen (Figuur 13). Deze maxima kunnen wijzen op de jaarlijkse aanwezigheid van substantiële algenpopulaties. Zeer hoge maxima zoals in 1990 en 1994 staan vermoedelijk in verband met bloeivorming van het fytoplankton. Tijdens deze perioden van algenbloei kunnen de zuurstofconcentraties 's nachts door respiratie fel dalen en zelfs leiden tot uitputting, met vissterfte tot gevolg. Dit werd in het verleden geregeld vastgesteld tijdens de zomer (De Blauwe 1999). De laatste 10 jaar worden minder sterke fluctuaties waargenomen. De pH blijft daarbij beperkt tot een waarde tussen 7,5 en 9, een bereik dat tot een goede en zeer goede toestand wordt gerekend voor het Bs-meertype (CIW 2008). Het zuurstofgehalte overschrijdt af en toe nog de basiskwaliteitsnorm.



Figuur 11. Verloop van de pH (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM. De blauwe lijnen stellen het pH-bereik voor bij een goede tot zeer goede kwaliteit in het Bs-meertype volgens het ontwerp-SGBP (CIW 2008).

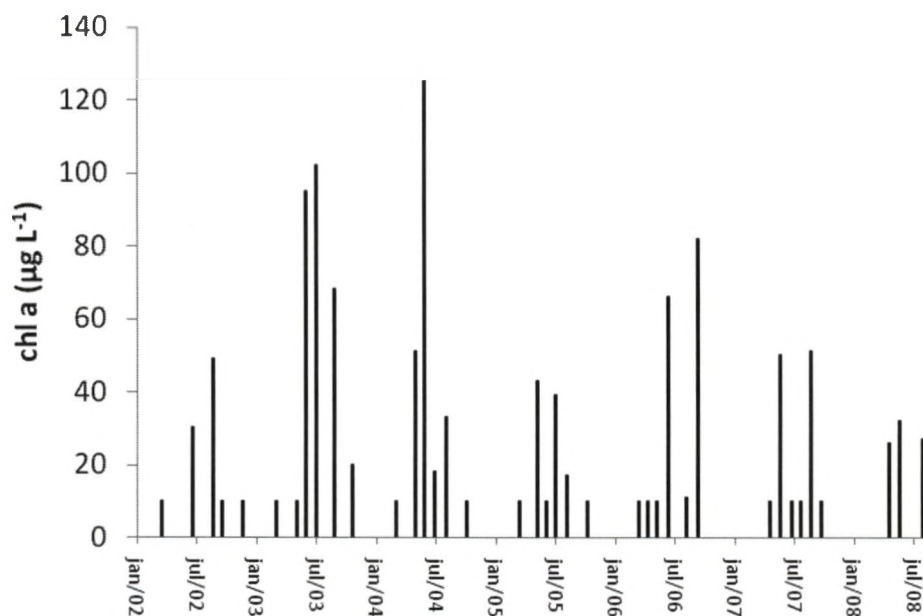


Figuur 12. Verloop van de concentratie aan opgeloste zuurstof (zwarte lijn) en het jaargemiddelde (rode vierkantjes) in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug) op basis van maandelijkse metingen uitgevoerd door de VMM. De blauwe lijn stelt de basiskwaliteitsnorm (5 mg L^{-1}) voor.



Figuur 13. Correlatie tussen de concentratie aan opgeloste zuurstof en de pH tijdens het groeiseizoen (maart – oktober) voor de periode 2002 – 2008 in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug).

Als maat voor de biomassa van fytoplankton kan de chlorofyl a concentratie worden gebruikt, die door de VMM sinds 2002 tijdens het groeiseizoen wordt bepaald. Uit deze gegevens (Figuur 14) blijkt dat het fytoplankton in hoge abundantie kan aanwezig zijn tijdens de zomermaanden, wat vooral in de extreem warme zomermaanden van 2003 en 2004 het geval was.



Figuur 14. De chlorofyl a concentratie tijdens het groeiseizoen (maart – oktober) voor de periode 2002 – 2008 in het Boudewijnkanaal (Dudzeelse brug). De gegevens zijn afkomstig uit de VMM-meetdatabank en de detectielimiet ligt op 10 µg chl a l⁻¹).

2.2.3. Oorzaken en recente oplossingen voor de slechte waterwaliteit in het Boudewijnkanaal

In 2001 werd gestart met het project "Boudewijnkanaal" met als doel weer viswaterkwaliteit te verkrijgen in het Boudewijnkanaal. In eerste instantie werd een inventaris van alle lozingspunten langs het kanaal gemaakt en werd gestart met de controle inzake milieu- en lozingsvergunning van de bedrijven, palend aan het kanaal. Het betrof 188 lozingspunten, waarvan 65 binnen de haven van Zeebrugge en 123 langs het Boudewijnkanaal en de haven in Brugge. Ook de verontreiniging van de kanaalbodem werd nagegaan. Zo werd naast de aanwezigheid van grote hoeveelheden zwerfvuil en zelfs enkele scheepswrakken aan de Belgische Onttinningsfabriek, vastgesteld dat ruime hoeveelheden schroot in het water zijn terechtgekomen en is gebleken dat de bodem in de omgeving van het drijvend droogdok in de nieuwe vissershaven van Zeebrugge ernstig verontreinigd was, vermoedelijk als gevolg van het zandstralen en schilderen van vaartuigen. Op de bedrijfsterreinen in de onmiddellijke nabijheid van het kanaal werd vastgesteld dat op tal van plaatsen belangrijke hoeveelheden chemische stoffen, olie en andere verontreinigende stoffen in open lucht waren opgeslagen. Nadien werden verdere controles uitgevoerd, waarbij in een aantal gevallen een proces-verbaal werd opgesteld (2002: 42; 2003: 23; 2004: 11). Dit hield o.a. overtredingen op Vlarem of Varea in, zoals het ontbreken van een milieuvergunning, het niet-voldoen aan de bepalingen van enerzijds de milieuvergunning en anderzijds de vigerende wettelijke reglementeringen (jaarverslag stad Brugge 2004). In functie van de opvolging van de waterkwaliteit bemonstert het stadslabo van Brugge 3 meetpunten in het Boudewijnkanaal en 1 in de Achterhaven van Zeebrugge. Volgens het Milieuraapport 2005 van de stad Brugge was de waterkwaliteit van het Boudewijnkanaal aangrijpend verbeterd van verontreinigd tot aanvaardbaar maar voldeed ze nog niet aan de Vlarem 2 basiswaterkwaliteit. Daarnaast werden ook de milieukwaliteitseisen voor viswater nog niet gehaald. Dit was vooral nog steeds te wijten aan lozingen van aanpalende bedrijven, waarvoor minder strenge lozingsvoorwaarden dan aan de RWZI Brugge werden opgelegd. Verder waren er ook nog steeds een aantal illegale lozingen van aanpalende bedrijven. Ten gevolge van de gerealiseerde uitbreiding van de RWZI met een tertiaire trap werd een verbetering vastgesteld (zie 2.2.2). Ook het oplossen van een vijftigtal illegale lozingen via onderzoek van de dienst leefmilieu in samenwerking met de federale politie, inzake controle op lozing en milieuvergunning, zorgden voor een merkbare verbetering.

Een positieve evolutie werd ook vastgesteld in de Achterhaven van Zeebrugge hoewel er sterke schommelingen optreden. Toch was het water er nog steeds matig verontreinigd en voldeed het niet aan de basiswaterkwaliteitsnorm. Afwijkingen werden vooral vastgesteld in het ammonium gehalte en het CZV.

2.3. BIOTA

De haven van Zeebrugge herbergt één van de belangrijkste broedplaatsen van bijzondere vogelsoorten zoals de Grote Stern en de Dwergstern in Vlaanderen, die bovendien een hoge bescherming van de Europese Unie genieten (Europese Richtlijn 79/409/EG inzake het behoud van de vogelstand). In het kader van deze richtlijn werd een gebied van ongeveer 9.500 hectare als speciale beschermingszone aangewezen, waarvan een klein gedeelte (174 hectare) in het havengebied ligt. De verdere uitbouw van de achterhaven (Zuidelijk Kanaaldok en de geplande getijzone) wordt hierdoor bemoeilijkt. De verdere economische uitbouw van de haven kan enkel als deze natuurwaarden in stand worden gehouden. In dit

opzicht werd in 1997 een kunstmatig sterneneiland aangelegd in de oostelijke voorhaven, dat recent werd hersteld en uitgebreid tot 7 hectare, en waar vandaag reeds meer dan 3000 koppels Grote Stern, ongeveer 1000 koppels Visdiefjes en ongeveer 60 koppels Dwergsternen broeden. Op termijn zal het eiland worden uitgebreid tot 22 hectare. Daardoor kan de westelijke voorhaven zonder vertraging verder economisch ontwikkeld worden. Het visbestand bevat vooral soorten als Paling en Zeebaars naast Baars, Bot, Dunlipharder, Griet, Haring, Koornaarvis, Steenbolk, Tong, Wijting en Zwarte grondel (Van Thuyne & Breine 2007).

2.4. FYTOPLANKTONGEGEVENS

Fytoplanktongegevens van dit waterlichaam zijn bijzonder schaars. Enkel van de periode 1950-51 zijn (semi)kwantitatieve gegevens voorhanden (Van Meel 1963). De diatomeeën domineerden de soortensamenstelling (84 %), met voornamelijk *Skeletonema costatum* die af en toe (januari, april/mei) een maximum vertoonde en toen alleen de soortensamenstelling bepaalde. Groenwieren en dinoflagellaten namen elk slechts 8 % van het aantal soorten voor hun rekening. In juli domineerde de dinoflagellaat *Prorocentrum micans*. Het voorkomen van vooral mariene soorten diatomeeën, gaven dit biotoop volgens Van Meel een uitgesproken marien karakter, ondanks het bijna compleet achterwege blijven van typische dinoflagellaten. Van de periode voordien zijn enkel kwalitatieve gegevens bekend. Zo zijn voor het Boudewijnkanaal door Conrad een aantal voor de wetenschap nieuwe soorten micro-algen beschreven en heeft er zich in 1938 een intoxicatie voorgedaan van de mosselen, te wijten aan een bloei van de dinoflagellaten *Pyrodinium phoneus* (nu *Alexandrium ostenfeldii*) en *Gonyaulax polyedra* (Woloszynska & Conrad 1939, Van Meel 1963). *G. polyedra* veroorzaakt 'red tides' en is geassocieerd met de productie van PSP- (paralytic shellfish poisoning) en DSP (diarrhetic shellfish poisoning)-toxines in de Adriatische Zee (Bruno *et al.* 1990, Pavela-Vrančić *et al.* 2002). *A. ostenfeldii* is in staat tot de productie van bepaalde PSP-toxines (Cembella *et al.* 2000).

2.5. VERGELIJKBARE MEREN IN HET BUITENLAND

Nederland (van der Molen & Pot 2007) heeft twee natuurlijke meertypes die vergelijkbaar zijn met het waterlichaam uit deze studie, namelijk het type 'kleine brakke tot zoute wateren' (M31) en het type 'grote brakke tot zoute wateren' (M32), die o.a. verschillen in de afmetingen van de meren (< respectievelijk > 5 km²), de saliniteit, de connectie met kustwateren en de aanwezige biota (waaronder fytoplankton). De meren van beide types bevatten water met meer dan 3 g Cl L⁻¹. Het M31-type bevat vooral stilstaande binnenwateren in het zeeleigebied met een matig hoog tot hoog, redelijk constant tot sterk wisselend chloridgehalte. Het water is basisch en (matig) eutroof en bevat dikwijls hogere sulfaat en fosfaatgehalten, waardoor stikstof de limiterende voedingsstof is. Er treedt dikwijls zoutstratificering op en in de diepere wateren ook temperatuur- en zuurstofstratificering. Het zoutgehalte is de overheersende factor, die bepalend is voor de vrij soortenarme samenstelling van de levensgemeenschappen. Algen vormen de belangrijkste primaire producenten in de bovenste waterlagen en hun biomassa is afhankelijk van de voedselrijkdom, de beschikbaarheid van licht en de verblijftijd van het water.

Het M32-type bevat de zoute afgesloten zeearmen, m.a.w. enkel sterk veranderde waterlichamen. Het gaat om grote, diepe wateren in het zeeleigebied, zonder getij, met zout tot sterk brak ($10 - 16 \text{ g Cl L}^{-1}$), doorgaans helder water. Deze meren hebben een open verbinding (via spuisluizen) met omliggende getijdenwateren, waardoor er sprake is van een constante uitwisseling van water. Er treedt regelmatig zout- en zuurstofstratificering op en in de diepste delen kan langdurige zuurstofloosheid optreden. Ook hier vormt het stikstofgehalte de beperkende factor voor plantengroei. Door hun relatief stabiele zoutgehalte wordt in deze meren een matig grote tot grote soortenrijkdom teruggevonden.

De Grevelingen en het Veerse Meer zijn twee meren in Nederland die tot het M32-type behoren. In beide meren worden de fytoplanktendensiteiten in 2004 en 2005 gedomineerd door zeer kleine ($< 3 \mu\text{m}$), bolvormige groenwiertjes (gelijkend op *Dactylosphaerium jurissii*), die in het minder diepe en nutriëntenrijkere Veerse Meer het water sterk vertroebelden (Koeman *et al.* 2005, Koeman *et al.* 2006). Daarnaast bereikten in het Veerse meer nog andere zeer kleine, niet nader te identificeren algen en coccale groenwiertjes hoge dichtheden, terwijl in De Grevelingen vooral ook flagellaten zoals *Chrysochromulina*, cryptofyten en prasinofyten de densiteiten domineren. Bloeien van diatomeeën werden in de Grevelingen aangetroffen in het voorjaar, vóór het instellen van een spronglaag, met *Chaetoceros* sp., *Skeletonema costatum* en kleinere *Thalassiosira* spp. als belangrijkste taxa. Ook tijdens de zomer, tijdens stratificering, werden bloeien vastgesteld van vooral *Skeletonema costatum*, *Pseudo-nitzschia* cf. *pungens*, *Leptocylindrus danicus*, *Chaetoceros socialis* en *Minutocellus polymorphus*. In het Veerse Meer werden in het voorjaar bloeien vastgesteld van *Skeletonema costatum*, *Thalassiosira nordenskioeldii* en *Chaetoceros* spp. en in de zomer van kleine, niet nader te identificeren centricate diatomeeën (enkel in 2004). Bloeien van dinoflagellaten worden af en toe aangetroffen in het voorjaar, tijdens de zomer of in de herfst in beide waterlichamen, met vooral *Prorocentrum minimum* in het Veerse Meer en kleinere *Gymnodinium* spp., *Heterocapsa* cf. *minima*, *Protoperidinium* spp., *Prorocentrum micans*, *Prorocentrum triestinum* en *Gonyaulax spinifera* als voornaamste taxa in De Grevelingen. De grenswaarde ($100 \text{ cellen L}^{-1}$) van de potentieel toxische dinoflagellaat *Dinophysis acuminata* werden in 2001, 2002 en 2004 overschreden in De Grevelingen en in 2003 en 2005 in het Veerse Meer. Voor *Phaeocystis* spp. werden de grenswaarden nooit overschreden in beide waterlichamen.

3. BEPALING HUIDIGE TOESTAND

3.1. FYSISCH-CHEMISCHE TOESTAND

3.1.1. *Materiaal en methoden*

De bemonstering gebeurde gelijktijdig met deze van het fytoplankton en dit maandelijks gedurende de periode september-oktober 2007 en april-augustus 2008. Een diepteprofiel (metingen om de 50 cm) van opgelost zuurstof, pH, elektrisch geleidingsvermogen (EGV, gestandaardiseerd naar 25 °C) en temperatuur werd opgemaakt met behulp van een multimeter (YSI 650 MDS module met 600 QS-08 sonde) op een vaste plaats in het verbindingsdok van de achterhaven (Figuur 15). Op basis van deze gegevens werd ter plaatse de diepte bepaald tot waar men het fytoplankton diende te bemonsteren, evenals de situering van de spronglaag. In de praktijk werd enkel water van de bovenste 2 meter verzameld met behulp van een 'tube sampler' omdat verankering door het drukke scheepvaartverkeer niet altijd mogelijk bleek. Per staalname werd water van 16 willekeurige plaatsen van het pelagiaal van het waterlichaam bijeengebracht (Figuur 15) en werd er bemonsterd tot en met het metalimnion. Op elke staalnameplaats werd de Secchi-diepte bepaald met behulp van een Secchi-schijf. De bemonsteringen in de achterhaven gebeurde vanop een rubberboot. In het Boudewijnkanaal werden drie punten geselecteerd (Figuur 16) op basis van bereikbaarheid, die langs de kant of vanop een brug met een emmer werden bemonsterd. Na een eerste prospectie werd besloten om het punt in de haven van Brugge niet meer te bemonsteren omdat het teveel invloed (contaminatie, aanvoer zoetwater met biota) ondervindt van de verbindingssluis.

Vanuit het geïntegreerde waterstaal werden substalen genomen voor de bepaling van zwevende stof (SPM), alkaliniteit, macro-ionen (calcium, magnesium, kalium, natrium, sulfaat, chloride) en nutriënten (silicaat, nitraat, ortho-fosfaat, ammonium, nitriet, TP, TN). De hoeveelheid zwevende stoffen werd gravimetrisch bepaald door middel van filtratie van een gekend volume waterstaal over een vooraf bij 450 °C gedroogde en gewogen glasvezelfilter (0,7 µm poriëngrootte). De alkaliniteit werd bepaald met een titratie, volgens de methoden beschreven in Golterman & Clymo (1969). De bepaling van de macro-ionen gebeurde op over membraanfilters (0,45 µm poriëngrootte) gefilterde waterstalen, met behulp van een Dionex ICS 2000 ionenchromatograaf, volgens de NBN EN ISO 10304-1:1995 norm. De bepaling van de opgeloste nutriënten gebeurde colorimetrisch op over glasvezelfilters (0,7 µm poriëngrootte) gefilterde waterstalen, met een Skalar automatische analyseketen volgens de methoden beschreven in Grasshoff (1976) en Koroleff (1976). Afzonderlijke analyses van totaal fosfor (TP), Kjeldahl-stikstof en totaal stikstof (TN) werden uitgevoerd door het INBO.



Figuur 15. Achterhaven van Zeebrugge met aanduiding van de plaatsen waar werd bemonsterd voor fytoplankton (gele cijfers) en de vaste locatie (rode bol) waar elke maand een diepteprofiel voor een aantal fysische variabelen en de diepte van de spronglaag werd bepaald (Bron foto: <http://maps.google.nl/>).



Figuur 16. Boudewijnkanaal met aanduiding van de plaatsen waar werd bemonsterd voor fytoplankton (gele bolletjes) (Bron foto: <http://maps.google.nl/>). Het punt in de haven van Brugge werd vanaf oktober 2007 niet meer bemonsterd.

3.1.2. Resultaten

Fysische variabelen

De tijdens dit project opgemeten fysische parameters voor dit waterlichaam zijn terug te vinden in Tabellen 4-6.

Tabel 4. Fysische variabelen opgemeten in de Achterhaven van Zeebrugge tijdens de voor dit project uitgevoerde bemonsteringen ter hoogte van een vast punt in het verbindingdok. De waarden voor pH, temperatuur, zuurstof, EGV en saliniteit zijn gemiddelde waarden voor respectievelijk de waterlaag boven en onder de halocline, en dit op basis van metingen die om de 50 cm zijn uitgevoerd. De waarden voor alkaliniteit en SPM zijn bepaald op een, zowel verticaal (bovenste 2 m) als horizontaal, geïntegreerd epilimnetisch waterstaal.

datum	diepte m	pH	temperatuur °C	zuurstof mg l ⁻¹	zuurstof %	EGV μS cm ⁻¹	saliniteit ‰	alkaliniteit meq l ⁻¹	Secchi-diepte m	SPM mg l ⁻¹
20/09/2007	0-2	7,50	17,0	10,2	125	42200	27,2	2,55	2,88	10,2
	2-15	7,56	17,2	7,4	89	43892	28,4			
18/10/2007	0-2	7,63	14,9	6,5	76	41604	26,7	2,61	3,45	7,9
	2-15	7,61	15,2	6,0	71	41973	27,0			
11/04/2008	0-2	8,04	8,5	10,3	103	38794	24,4	2,98	2,74	6,9
	2-15	8,09	7,9	9,9	99	40946	26,0			
9/05/2008	0-2	8,44	15,6	15,4	180	38608	24,6	2,84	2,08	14,9
	2-15	8,25	12,7	11,0	123	41059	26,3			
16/06/2008	0-2	8,41	17,8	12,7	154	38394	24,5	2,79	1,38	19,5
	2-15	8,04	17,1	7,0	85	41585	26,7			
9/07/2008	Geen data							2,55	1,80	11,7
22/08/2008	0-2	7,76	19,3	4,5	57	43188	27,9	2,54	1,80	21,1
	2-15	7,75	19,2	3,9	50	44640	28,9			
gemiddelde	0-2	7,96	15,5	9,9	116	40465	25,9	2,72	2,39	13,41
	2-15	7,88	14,9	7,5	86	42349	27,2			

Tabel 5. Fysische variabelen opgemeten in het Boudewijnkanaal ter hoogte van Lissewege tijdens de voor dit project uitgevoerde bemonsteringen. De metingen gebeurden steeds op een diepte van ca. 0,5 m.

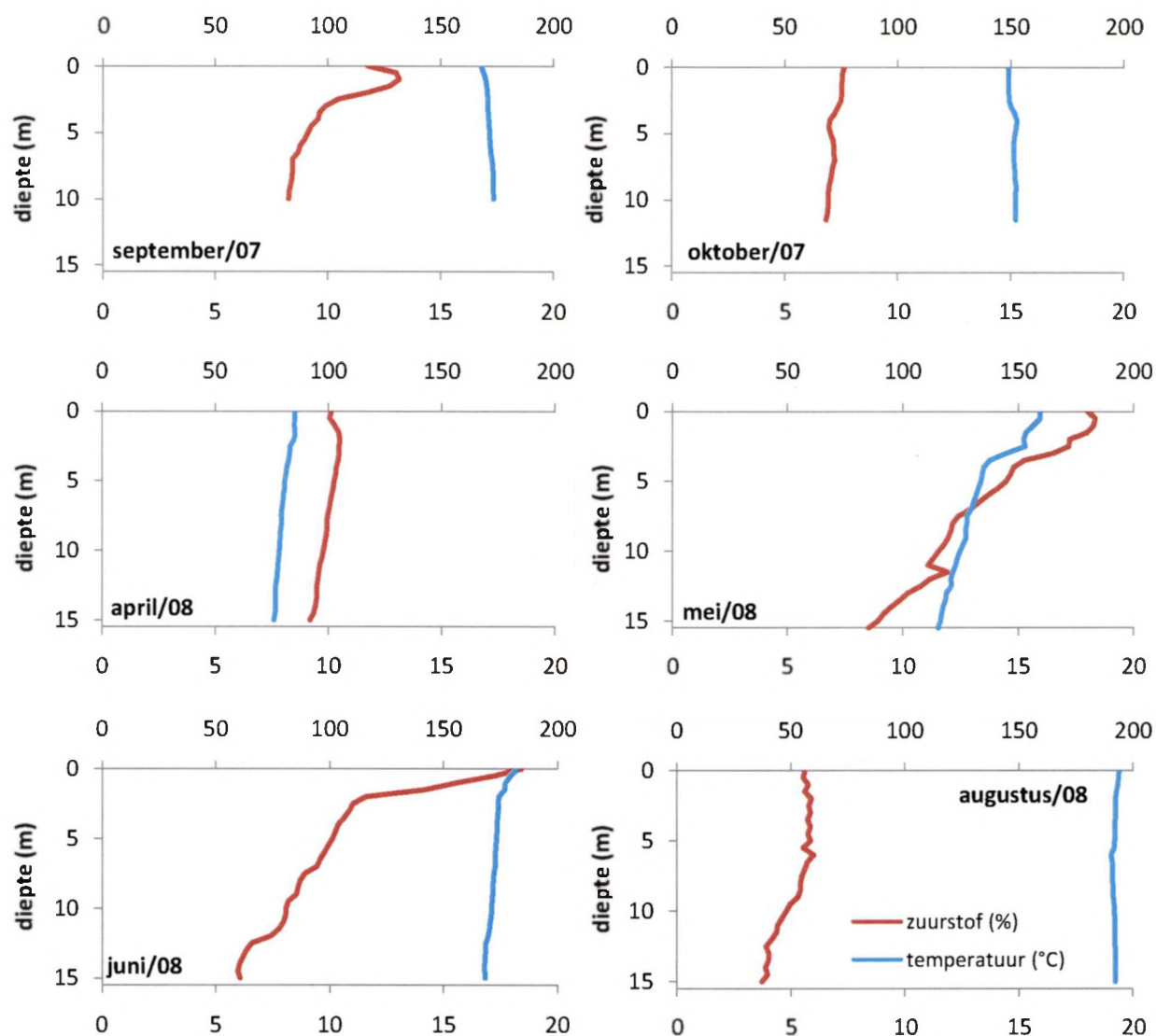
datum	pH	temperatuur °C	zuurstof mg l ⁻¹	zuurstof %	EGV μS cm ⁻¹	saliniteit ‰	Secchi-diepte m
18/10/2007	7,50	15,0	5,9	68	40000	25,6	
11/04/2008	7,88	8,1	9,8	93	29950	18,5	
9/05/2008	8,48	17,1	16,0	188	36240	23,1	2,08
16/06/2008	8,60	18,0	15,9	189	32410	20,3	1,28
9/07/2008							1,59
22/08/2008	7,65	19,6	4,2	49	40450	25,9	1,63

Tabel 6. Fysische variabelen opgemeten in het Boudewijnkanaal ter hoogte van de Vebrande hofstede (Dudzeelse brug) tijdens de voor dit project uitgevoerde bemonsteringen. De metingen gebeurden steeds op een diepte van ca. 0,5 m.

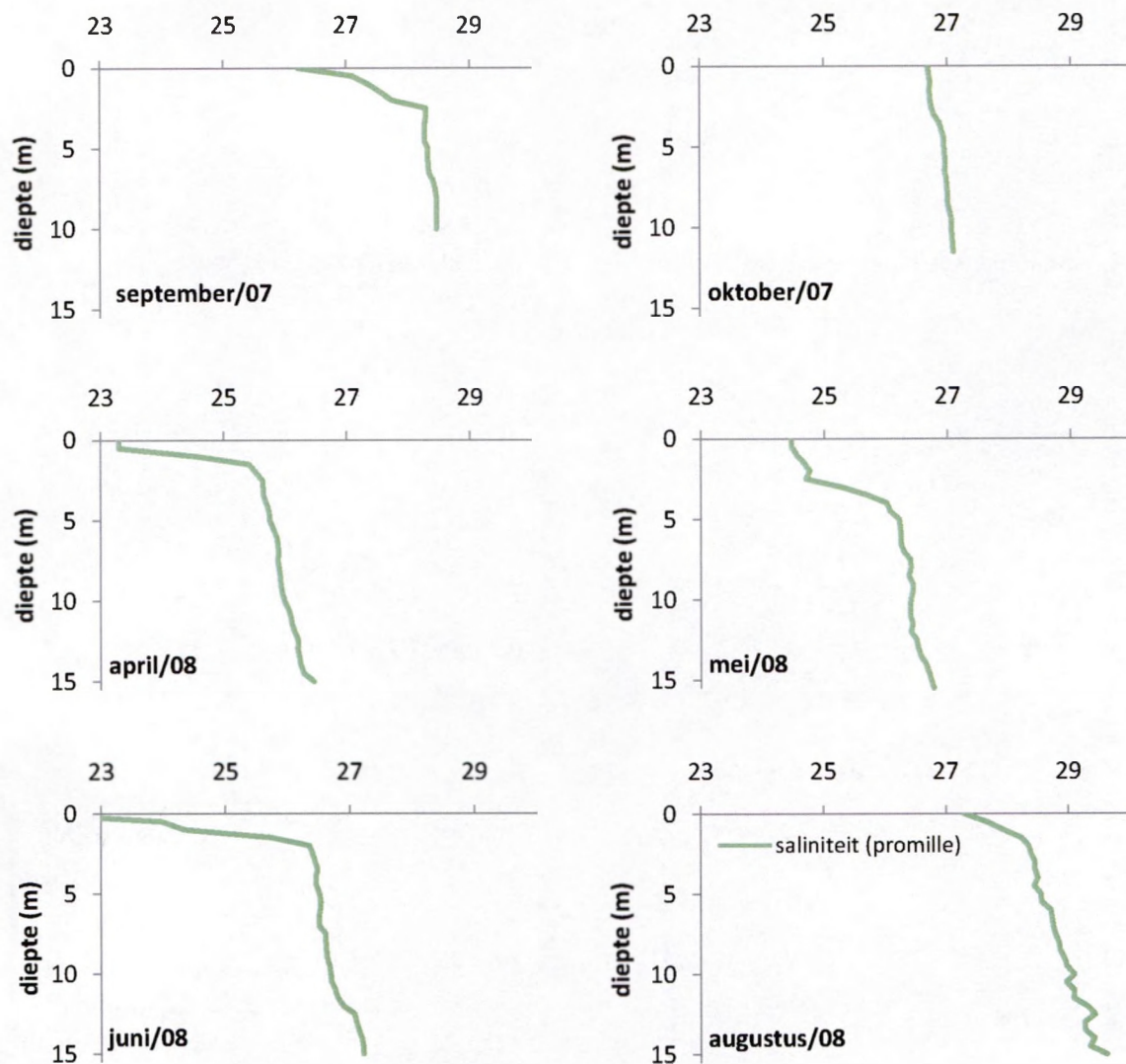
datum	pH	temperatuur °C	zuurstof mg l ⁻¹	zuurstof %	EGV µS cm ⁻¹	saliniteit ‰	Secchi-diepte m
18/10/2007	7,51	14,7	6,1	70	39300	25,1	
11/04/2008	7,88	7,2	10,0	91	21150	12,6	
9/05/2008	8,40	16,4	16,6	193	34750	21,9	2,08
16/06/2008	8,71	18,7	16,9	205	33450	21,0	1,40
9/07/2008							1,56
22/08/2008	7,62	19,7	3,5	44	39870	25,5	1,86

Watergelaagdheid en spronglaag

Het was veelal niet mogelijk om duidelijke, scherp omlinjnde, waterlagen te onderscheiden op basis van de temperatuur en de concentratie aan opgeloste zuurstof (Figuur 17). Vooral in het najaar en het voorjaar is er weinig variatie in de diepteprofielen van beide parameters te zien. Doorgaans wordt de watergelaagdheid van zoute systemen eerder bepaald door chemische variabelen in plaats van thermische. Zout water heeft een grotere densiteit dan zoet water en bij toevoer van zoetwater in een zoutwaterreservoir kan aldus een densiteitsgradiënt ontstaan met zouter water in de diepere waterlagen. De grootste verandering in densiteit gebeurt in de bovenste waterlagen (Figuur 18). De halocliene ligt doorgaans rond de 2-3 meter diepte, daaronder varieert de saliniteit nauwelijks nog. In oktober 2007 was vermoedelijk de gehele waterkolom gemengd, want toen konden zowel op basis van zuurstof, temperatuur als saliniteit nauwelijks diepteverschillen worden vastgesteld. De primaire produktie vindt voornamelijk boven de halocliene plaats want de hoogste zuurstofconcentraties worden, voornamelijk tijdens de zomer, in de bovenste waterlagen waargenomen, in de diepere waterlagen wordt dan een graduele afname vastgesteld. Vermoedelijk speelt de sluiswerking en de doortocht van schepen een bepalende en destabiliserende rol in de watergelaagdheid van de achterhaven. Enkel tijdens de staalnames van april en mei 2008 was een duidelijke chemische stratifiëring merkbaar waarbij een min of meer homogene bovenlaag werd gescheiden van een min of meer uniforme diepere waterlaag.



Figuur 17. Verloop van de thermocliene (blauw) en oxycliene (rood) tijdens de maandelijkse bemonsteringen gedurende 2007-2008 in de Achterhaven van Zeebrugge.



Figuur 18. Verloop van de halocliene tijdens de maandelijkse bemonsteringen gedurende 2007-2008 in de Achterhaven van Zeebrugge.

Alkaliniteit, geleidbaarheid en saliniteit

De alkaliniteit van het water in de achterhaven vertoont weinig variatie (2,5 - 3 meq l⁻¹). Het water is goed gebufferd en zeer ionenrijk, vooral dankzij het hoge zoutgehalte. De saliniteit in de bovenste waterlagen van de achterhaven varieert van 24 tot 28 ‰ met de laagste waarden in het voorjaar, vermoedelijk door een grotere aanvoer van zoetwater via de sluis te Brugge en het RWZI. De diepere waterlagen hebben een hogere saliniteit die varieert van 26 tot 29 ‰. Het water in het Boudewijnkanaal is minder salien, de saliniteit ter hoogte van Lissewege varieert van 18,5 tot 26 ‰ en aan de herdersbrug liggen de waarden tussen 12,6 en 25,5 ‰.

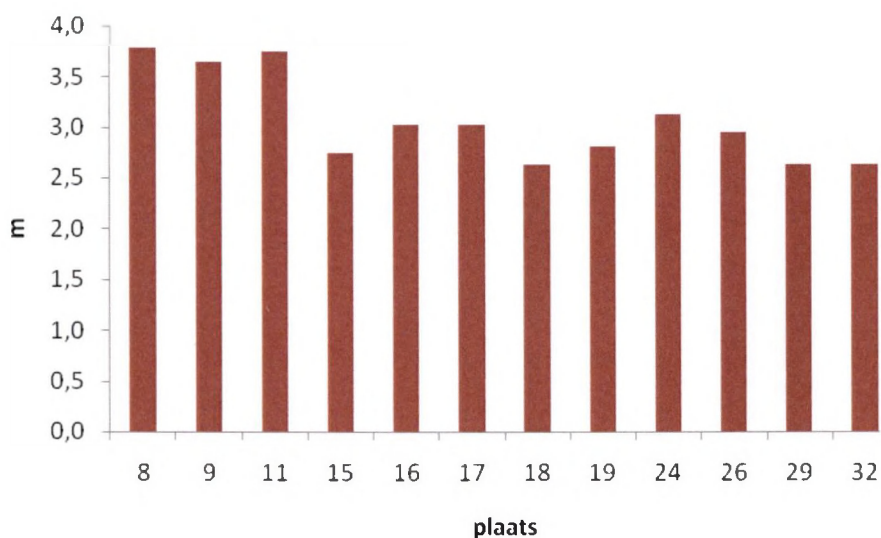
pH en opgeloste zuurstof

Het water is licht alkalisch en de hoogste pH-waarden worden aangetroffen tijdens het voorjaar en de vroege zomer. In het najaar blijkt de pH wat te dalen. Een gelijkaardig patroon is terug te vinden in de concentraties aan opgeloste zuurstof. Tijdens het voorjaar en de zomer

wordt er oververzadiging vastgesteld in de bovenste waterlagen met maximale waarden in mei en juni 2008, maar ook in de diepere waterlagen is steeds een goede verzadiging met opgeloste zuurstof vast te stellen. Het patroon van beide variabelen suggereert een verband met de primaire productiviteit, die daarmee het hoogst zou zijn in het voorjaar en in de zomer. Dit wordt bevestigd door de waarden voor chlorofyl a (Tabel 9) en blijkt ook uit de fytoplanktonanalyses (zie 3.2). In augustus 2008 worden de laagste zuurstofconcentraties waargenomen. Een minimale waarde van 37 % werd dan vastgesteld op een diepte van 15 meter.

Doorzicht

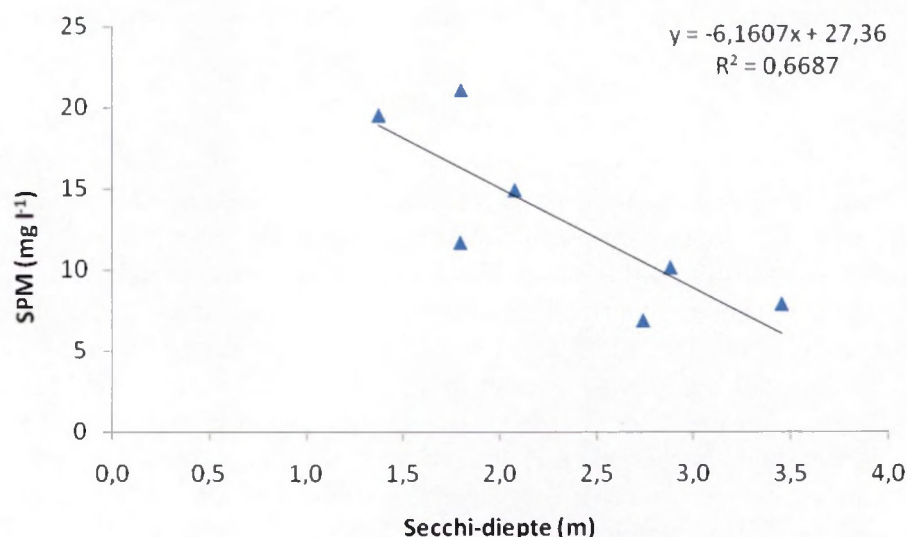
Het doorzicht (bepaald met een Secchi-schijf) is vrij uniform in de ruimte maar zeer variabel in de tijd. In april 2008 werd het doorzicht op een aantal plaatsen in de achterhaven bepaald en toen werden er slechts kleine ruimtelijke verschillen vastgesteld. Het doorzicht was toen iets beter in de buurt van het (meer beschutte) Prins-Filipdok in vergelijking met de andere plaatsen in de achterhaven (Figuur 19). Doorgaans is het verschil in doorzicht tussen het centrale punt in het verbindingsdok en de twee locaties in het Boudewijnkanaal ook minimaal. Ondanks de veel beperktere waterdiepte van het Boudewijnkanaal is het doorzicht er slechts iets lager in vergelijking met de diepere dokken (Tabellen 4-6). De hoogste waarden werden waargenomen in het najaar en het voorjaar. Tijdens de zomer daalt het doorzicht tot waarden onder de twee meter. De gemiddelde Secchi-diepte (2,3 m) ligt ruim boven de streefwaarde van 0,9 meter (grens G/M) die werd voorgesteld in het ontwerp-SGBP voor het Bs-meertype (CIW 2008).



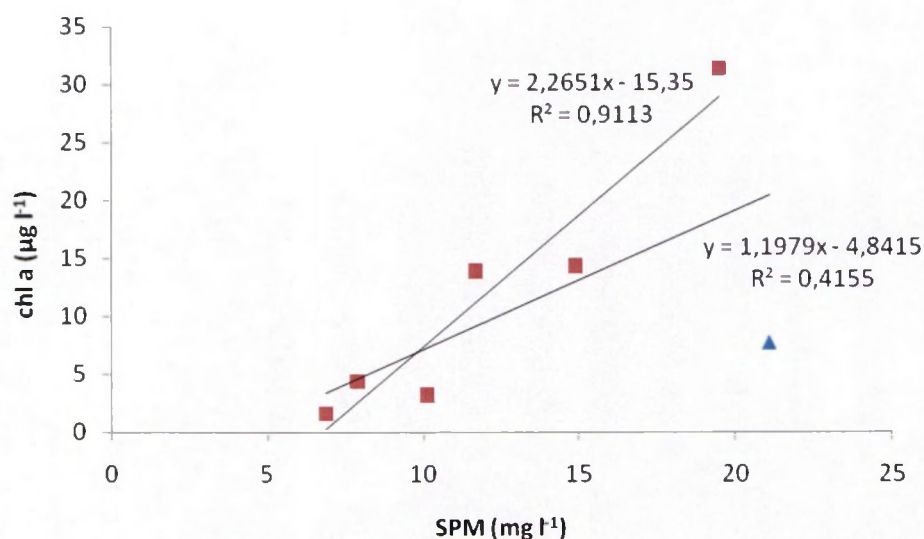
Figuur 19. De secchi-diepte opgemeten op verschillende plaatsen (zie figuur 15) in de Achterhaven van Zeebrugge tijdens april 2008.

Het doorzicht wordt vooral beïnvloed door de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in de waterkolom. Voor de achterhaven is er een sterk negatief verband tussen de Secchi-diepte en het SPM-gehalte (Figuur 20). Het gesuspendeerd materiaal bestaat vooral uit fytoplankton want er wordt een goede, positieve correlatie gevonden tussen het chlorofyl a gehalte en het SPM-gehalte ($r^2=0,91$), behalve in augustus 2008 toen er waarschijnlijk ook sediment in de

waterkolom aanwezig was (figuur 21). Die toegenomen resuspensie van bodemsediment zou in verband kunnen staan met de baggerwerken die gedurende de maand augustus zijn uitgevoerd in functie van het verdiepen van het Boudewijnkanaal (zie 5.1).



Figuur 20. De correlatie tussen de Secchi-diepte (opgemeten in het bindingsdok) en het SPM-gehalte.



Figuur 21. Correlatie tussen de hoeveelheid SPM en chlorofyl a in de waterkolom met en zonder het staal van augustus 2008 (driehoekje).

Het doorzicht is belangrijk voor het fytoplankton omdat ze bepaalt tot welke diepte fytoplankton in staat is om aan fotosynthese te doen. De eufotische diepte (Zeu: de diepte tot waar 1 % van het aan het wateroppervlak invallende zonlicht doordringt) kan berekend worden met behulp van de Secchi-diepte met volgende formule (Wetzel 2001): $Z_{eu} = 2,42 \times Z_{sd}$. Afhankelijk van de mengdiepte (Zm: tijdens stratificering gelijk aan de diepte van de

spronglaag, in dit geval de halocliene) kan het fytoplankton lichtlimitatie ondervinden, met name wanneer de mengdiepte groter is dan de eufotische diepte, of wanneer de ratio $Z_m/Z_{eu} > 1$. Zoals blijkt uit Tabel 7 is deze ratio altijd kleiner dan 1, waardoor het aanwezige fytoplankton in de bovenste waterlaag geen lichtlimitatie ondervindt in de bemonsterde maanden. Tijdens de maanden juli en augustus zijn de ratio's groter. Het verminderde doorzicht is dan waarschijnlijk te wijten aan het fytoplankton zelf dat dan maximale biomassa's vertoont.

Tabel 7. Lijst met lichtklimaatgegevens van de waterkolom op het vaste staalnamepunt in het verbindingdok van de Achterhaven van Zeebrugge.

Datum	Secchi-diepte m	eufotische diepte m	mengdiepte m	Z _m /Z _{eu}
20/09/2007	2,88	6,97	2,5	0,36
18/10/2007	3,45	8,35	3,0	0,36
11/04/2008	2,74	6,63	2,0	0,30
9/05/2008	2,08	5,03	3,0	0,60
16/06/2008	1,38	3,34	2,0	0,60
9/07/2008	1,80	4,36		
22/08/2008	1,80	4,36	2,0	0,46

Chemische variabelen

De tijdens dit project opgemeten chemische variabelen voor het Boudewijnkanaal en de Achterhaven van Zeebrugge zijn terug te vinden in Tabel 8.

Tabel 8. Chemische variabelen opgemeten in het Boudewijnkanaal en de Achterhaven van Zeebrugge tijdens de voor dit project uitgevoerde bemonsteringen in 2007-2008. De waarden zijn bepaald op een zowel verticaal als horizontaal geïntegreerd epilimnetisch waterstaal.

Datum	TP µg/L	TN µg/L	NO ₃ -N µg/L	NO ₂ -N µg/L	NH ₄ -N µg/L	PO ₄ -P µg/L	Si µg/L	Ca mg/L	K mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L
20/09/2007	222	1624	556	48	536	186	1389	305	397	1074	7090	13100	2465
18/10/2007	126	848	39	29	271	74	598	329	395	1470	5480	11400	2855
11/04/2008	117	2571	1958	13	109	77	660	384	398	748	7080	12800	2095
9/05/2008	63	1610	804	26	61	52	254	318	399	844	7090	13200	2015
16/06/2008	84	1105	393	22	32	24	271	305	384	828	6670	13000	2195
9/07/2008	138	1335	500	25	85	55	538	360	447	1038	7350	13800	2555
22/08/2008	279	1548	658	20	112	68	569	371	447	1042	7860	14100	2910
gemiddelde	147	1520	701	26	172	77	611	339	410	1006	6946	13057	2441

Stikstof en fosfor

Opgeloste voedingsstoffen blijven ruim voorradig voor het fytoplankton in de waterkolom, op geen enkel moment konden limiterende waarden worden vastgesteld. Tijdens de maanden met de hoogste primaire produktie en een stabiele(re) stratifiëring worden de laagste orthofosfaat- en ammoniumconcentraties gemeten. De gemiddelde TP-concentratie tijdens de zomer (0,147

mg L⁻¹) ligt nog boven de streefwaarde van 0,11 mg L⁻¹ (grens G/M) volgens het ontwerp-SGBP (CIW 2008), maar voor de gemiddelde TN-concentratie (1,52 mg L⁻¹) wordt de doelstelling (grens G/M: 1,8 mg L⁻¹) wel gehaald.

Nitriet, een tussenproduct bij de nitrificatie van ammonium tot nitraat, wordt in veel lagere hoeveelheden aangetroffen dan de twee andere opgeloste stikstofcomponenten. Nitriet is toxisch voor vele dieren en vooral vissen kunnen via de kieuwen actief nitriet opnemen waarna het in het bloedplasma en de weefsels tot zeer hoge concentraties kan accumuleren (zie review van Kroupova *et al.* 2005). In het bloedplasma oxideert nitriet het ijzerion van haemoglobine, waardoor zuurstof niet meer kan gebonden en vervoerd worden ('brown blood disease'). Een Europese richtlijn heeft viswaterkwaliteitsnormen vastgelegd voor nitriet die voor Zalmwater 0,01 mg NO₂ L⁻¹ bedraagt en voor Karperwater 0,03 mg NO₂ L⁻¹ (EU-richtlijn 78/659/EEC). Ook in Vlaanderen wordt de Europese norm van 0,009 mg NO₂-N L⁻¹ of omgerekend 0,029 mg NO₂ L⁻¹ toegepast als viswaterkwaliteitsnorm. Deze kritische waarde werd tijdens de onderzochte periode in de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal altijd overschreden. De toxiciteit voor het aanwezige waterleven dient evenwel genuanceerd te worden. De toxiciteit van nitriet neemt namelijk af met toenemende saliniteit en de mortaliteit in zeewater gebeurt bij concentraties die 50-100 maal hoger liggen dan deze in zoetwater (Crawford & Allen 1977).

Nutriënten kunnen bij hogere concentraties toch limiterend zijn want de ratio tussen de verschillende voedingselementen bepaalt welk element nog opneembaar is door organismen en welk element niet meer. Doorgaans wordt daarvoor de TN/TP ratio aangewend, waarbij ratio's groter dan 10 duiden op mogelijke fosforlimitatie, terwijl bij ratio's kleiner dan 5, stikstof limiterend kan zijn. Bij tussenliggende waarden zou geen van beide elementen een limiterend effect hebben (Chiaudani & Vighi 1974). Het spreekt vanzelf dat de drempelwaarden en de limiterende voedingselementen kunnen verschillen voor de verschillende organismen binnen een gemeenschap. De TN/TP ratio als indicatie van nutriëntenlimitatie is dan ook een (te) sterke vereenvoudiging en dient louter als indicatief te worden aanzien. Tijdens de onderzochte periode werden ratio's tussen 5 en 10 waargenomen, behalve tijdens de periode april-juni toen hogere ratio's werden vastgesteld (tot 25,5 in mei 2008) en er mogelijk fosforlimitatie optrad. Op dat moment werden ook de hoogste fytoplanktonbiomassa's waargenomen (zie 3.2.2).

Macro-ionen

De fluctuaties in het seizoenale verloop van de meer conservatieve ionenconcentraties zijn minder sterk uitgesproken, met uitzondering van natrium en chloride, wat ongetwijfeld in verband staat met de aanvoer van zeewater via de haven en zoetwater via de sluis en het RWZI in Brugge. Ook voor magnesium wordt een sterkere fluctuatie waargenomen, met minimale waarden in de periode april-juni. Magnesium is een nutriënt dat door fytoplankton wordt gebruikt bij de fotosynthese (het is o.a. een component van chlorofyl) en bij enzymatische reacties, maar is doorgaans in lagere concentraties nodig dan de andere voedingselementen. Doorgaans zijn de fluctuaties in waterlopen en meren dan ook vrij stabiel en in afgesloten saliene meren kunnen zeer hoge concentraties worden gemeten. Bovendien treedt precipitatie door complexvorming zelden op (Wetzel 2001). Het is onduidelijk of de sterke afname van dit element tijdens de zomer enkel te wijten is aan opname door algen (micro- en macrowieren) of eerder een andere (onbekende) oorzaak heeft.

Biota

Het mariene karakter van dit waterlichaam komt duidelijk tot uiting door het waarnemen van typische mariene organismen zoals krabben en kwallen tijdens de staalnames, zelfs tot in de haven van Brugge. In de littorale zone werden uitgebreide populaties van mariene macrowieren aangetroffen waaronder *Heterosiphonia japonica*, *Polysiphonia senticulosa* *morrowii* en *Sargassum muticum*.

3.2. FYTOPLANKTON

3.2.1. Materiaal en methoden

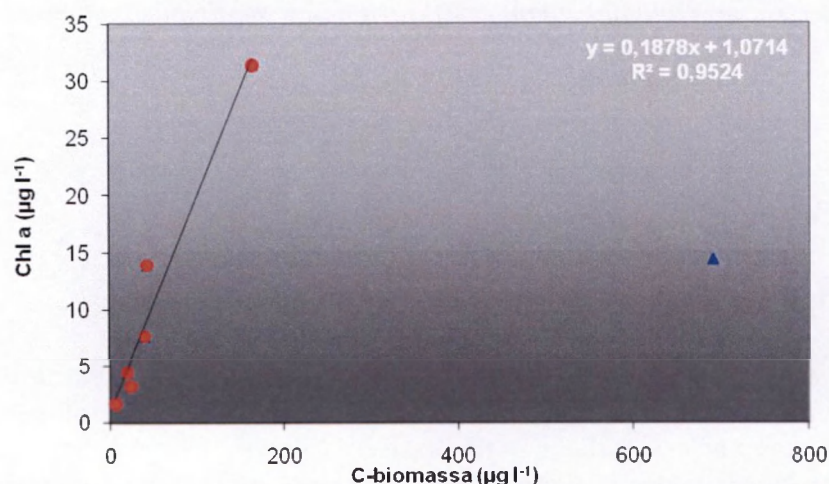
De toegepaste methode is beschreven door Van Wichelen *et al.* (2005). De bemonstering is maandelijks uitgevoerd gedurende de periode september-oktober 2007 en april-augustus 2008. Per staalname werd water van 16 willekeurige plaatsen (Figuur 15, 16) van het pelagiaal van elk waterlichaam bijeengebracht, door middel van een 'tube-sampler', waarbij de bovenste 2 meter van de waterkolom volledig werd bemonsterd. Om veiligheidsredenen was het niet mogelijk om op elke plaats de boot te verankeren en met een fles diepte-stalen te nemen, maar globaal genomen stemde de bemonsterde zone (0-2 m diepte) overeen met de volledige zone boven de halocliene (zie 3.1.2). Uit het recipiënt met het geïntegreerde staal werden vervolgens substalen genomen voor fytoplankton celtellingen en chlorofyl a bepalingen. Voor de pigmentenanalyses werd een gekend volume water over een glasvezelfilter (poriëngrootte 0,7 µm) gefilterd, waarna de filter werd bewaard bij -80 °C. Extractie van de pigmenten gebeurde met aceton (90 %) en met behulp van sonicatie, waarna de pigmenten werden gescheiden, gedetecteerd en gekwantificeerd met een Gilson HPLC-toestel volgens de methode beschreven in Wright & Jeffrey (1997). Microscopische analyses gebeurden volgens de Europese CEN-standaard via de Utermöhl-techniek, met behulp van bezinkingscuvetten en een omgekeerde microscoop (Zeiss Axiovert 135). In elk staal werden minstens 400 eenheden geteld en geïdentificeerd tot het hoogst mogelijke niveau. Van elk taxon werden een aantal individuen opgemeten (lengte-breedte) en met behulp van de gemiddelde afmetingen werd voor elk taxon een biovolume berekend. De volumes werden omgezet in C-biomassa met behulp van de formules beschreven in Menden-Duer & Lessard (2000).

3.2.2. Resultaten

Biomassa

Zowel de hoeveelheid chlorofyl a als de C-biomassa vormen een maat voor de totale fytoplanktonbiomassa in de waterstalen. Tussen deze variabelen is een goede correlatie waarneembaar met uitzondering van het staal in mei 2008, toen bij de celtellingen een maximale biomassa, vooral veroorzaakt door centricate diatomeeën, werd waargenomen (Figuur 22). Een duidelijke verklaring voor deze discrepantie is er niet, bij de pigmentenanalyse werden er geen significante hoeveelheden afbraakpigmenten van chlorofyl a waargenomen, wat erop wijst dat de bewaring van filters alleszins geen invloed heeft gehad. Mogelijks bevatten de centricate diatomeeën (voornamelijk *Thalassiosira* spp.) in mei minder

chlorofyl a per volume-eenheid in vergelijking met het fytoplankton tijdens de andere maanden.



Figuur 22. Correlatie tussen het gehalte aan chlorofyl a en de C-biomassa van het fytoplankton in de Achterhaven van Zeebrugge (zonder het afwijkende staal van mei 2008 in rekening te brengen).

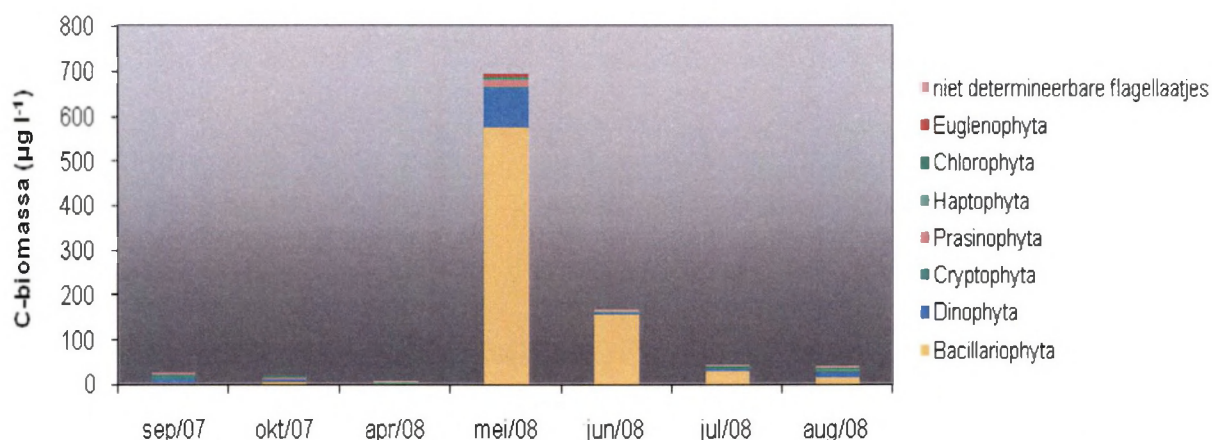
In het najaar van 2007 en het voorjaar van 2008 wordt slechts een zeer lage fytoplanktonbiomassa waargenomen. De fytoplanktonbiomassa is het hoogst in mei en juni om vanaf juli weer af te nemen tot lage waarden (Tabel 9). De maximale chlorofyl a concentratie gedurende de bemonsterde periode is laag in vergelijking met voorgaande jaren (zie Figuur 14), toen steeds maxima boven $40 \mu\text{g chl a L}^{-1}$ werden vastgesteld. In de klimatologisch extreem warme zomers van 2003 en 2004 werden toen zelfs maxima vastgesteld van respectievelijk 102 en $125 \mu\text{g chl a L}^{-1}$.

Tabel 9. Fytoplanktonbiomassa in de Achterhaven van Zeebrugge, bepaald via HPLC (chl a) of door microscopische celtellingen (koolstofbiomassa).

staalname	chl a $\mu\text{g L}^{-1}$	C-biomassa $\mu\text{g C L}^{-1}$
19/09/2008	3,23	24
17/10/2008	4,40	20
14/04/2008	1,64	6
9/05/2008	14,32	691
16/06/2008	31,36	164
15/07/2008	13,89	43
22/08/2008	7,66	40
gemiddelde	10,93	141

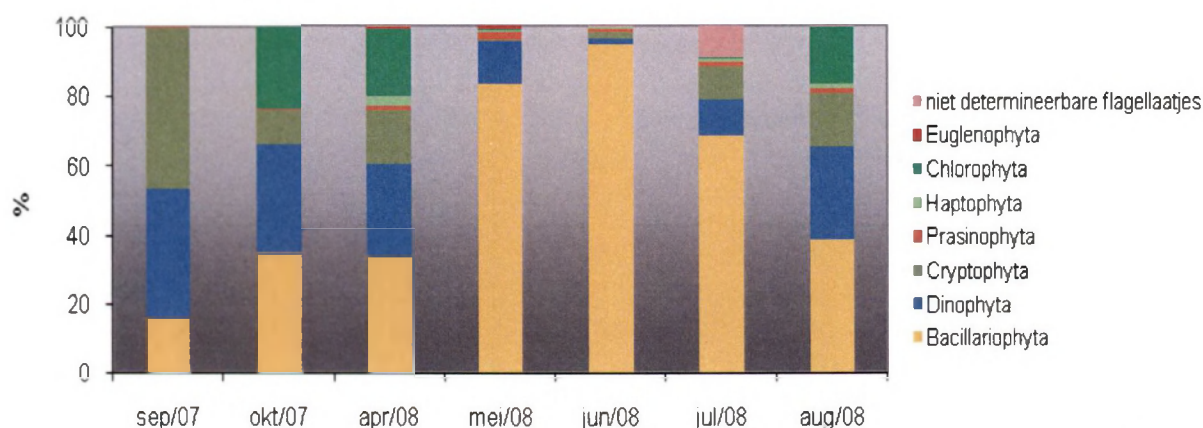
Soortensamenstelling

In figuur 23 is de fytoplanktonbiomassa uitgezet in functie van de tijd en onderverdeeld in de verschillende taxonomische groepen. Tijdens de zomermaanden valt op dat de biomassa gedomineerd wordt door diatomeeën.



Figuur 23. Veranderingen in C-biomassa van de tijdens dit project geanalyseerde stalen met onderverdeling in de belangrijkste taxonomische groepen binnen de fytoplanktongemeenschap.

In Figuur 24 zijn de relatieve bijdragen van de verschillende taxonomische groepen uitgezet om ook de fytoplanktensamenstelling tijdens de maanden van lage biomassa aanschouwelijk te kunnen maken. Tijdens de perioden met lage fytoplanktonbiomassa blijkt de soortensamenstelling diverser te zijn, waarbij naast diatomeeën vooral dinoflagellaten, cryptofyten en groenwieren een belangrijke bijdrage tot de biomassa vertonen. Kleine flagellaten (euglenofyten, prasinofyten, haptofyten of niet determineerbare flagellaatjes) blijken steeds slechts een minimale bijdrage te hebben tot de totale fytoplanktonbiomassa.



Figuur 24. Veranderingen in de relatieve biomassabijdrage van de verschillende taxonomische groepen in de tijdens dit project geanalyseerde stalen.

De overgrote meerderheid van de aangetroffen taxa (Tabel 10) behoren tot het marien fytoplankton, dat typisch wordt gedomineerd door diatomeeën en dinoflagellaten. Ongeveer 40 % van de aangetroffen taxa behoort tot de diatomeeën, terwijl 24 % tot de dinoflagellaten behoort. Voor de diatomeeën betreft het voornamelijk taxa die behoren tot de genera *Thalassiosira*, *Leptocylindrus*, *Skeletonema*, *Asterionellopsis*, *Cerataulina* en *Guinardia*. Bij de dinoflagellaten zijn vooral de genera *Gymnodinium*, *Scrippsiella*, *Heterocapsa* en *Prorocentrum* aanwezig. Kleine, moeilijk identificeerbare soorten cryptofyten, haptofyten, prasinofyten en chlorofyten hebben meestal eerder een beperkte bijdrage tot de totale fytoplanktonbiomassa. De dinoflagellaat *Noctiluca scintillans* (Zeevonk) was tijdens de zomer ook dominant aanwezig in het plankton. *Noctiluca* is eveneens een typische mariene soort die vaak voorkomt in de Noordzee. Vanaf april beginnen deze flagellaten zich sneller voort te planten en wanneer hun prooiorganismen in hoge abundanties voorkomen, kunnen deze organismen zich exponentieel vermenigvuldigen om tegen eind juni – begin juli maximale dichtheden te bereiken (Uhlir & Sahling 1990). Strikt genomen behoort dit organisme niet tot het fytoplankton doordat ze voornamelijk heterotroof is en zich voedt met andere organismen, waaronder fytoplankton. De (zeer hoge) biomassa die dit organisme bereikt in de zomer wordt dan ook niet bij de totale fytoplanktonbiomassa geteld. Ze bezitten specifieke pigmenten die bij een populatie-explosie aanleiding geven tot een rode verkleuring van het water ('red tide'). Vooral in de tropen leeft *Noctiluca* ook in symbiose met algen (o.a. de flagellaat *Pedinomonas noctilucae*) waardoor ze daar eerder 'green tides' veroorzaken (Dharani *et al.* 2004). De biomassa van *Noctiluca* in de Achterhaven van Zeebrugge (maximaal 151 µg C L⁻¹ in juni 2008) is vergelijkbaar met biomassa's die in de Noordzee worden aangetroffen (Lancelot *et al.* 2007). Dit organisme kan een significante graasdruk hebben uitgeoefend op de diatomeeën in juni want ongeveer de helft van het dieet van deze flagellaat in de Noordzee bestaat uit grotere diatomeeën (Lancelot *et al.* 2007). In vergelijking met Van Meel (1963) worden er nu iets meer dinoflagellaten aangetroffen, maar tot bloeivorming, zoals in 1951 door de dinoflagellaat *Prorocentrum micans* (Van Meel 1963), gingen ze niet over.

Tabel 10. Lijst met fytoplanktontaxa die werden waargenomen in de tijdens de voor dit project uitgevoerde fytoplanktonanalyses met aanduiding van hun gemiddelde celvolume, dichtheid en koolstofbiomassa.

ordo	taxon	volume µm ³ cell ⁻¹	dichtheid cellen ml ⁻¹	biomassa µg C l ⁻¹
Bacillariophyta	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	286	199	6
	<i>Cerataulina pelagica</i>	16650	5	4
	<i>Chaetoceros</i> sp.	133	95	1,4
	<i>Chaetoceros socialis</i>	530	3	0,1
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	2332	0,4	0,1
	<i>Dactyliosolen fragilissima</i>	6185	1	0,4
	<i>Detonula</i> spp.	751	0,2	0,0
	<i>Ditylum dwightwellii</i>	35647	0,3	0,4
	<i>Guinardia delicatula</i>	4782	8	2
	<i>Leptocylindrus danicus</i>	1148	124	11
	<i>Navicula</i> spp.	161	2	0,04
	<i>Paralia sulcata</i>	1142	9	0,8
	<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>pungens</i>	447	10	0,4
	<i>Rhizosolenia styliformis</i>	17559	0,3	0,2
	<i>Skeletonema costatum</i>	685	135	8
	<i>Thalassiosira</i> sp. (10 µm)	190	123	2
	<i>Thalassiosira</i> sp. (18 µm)	4209	130	32

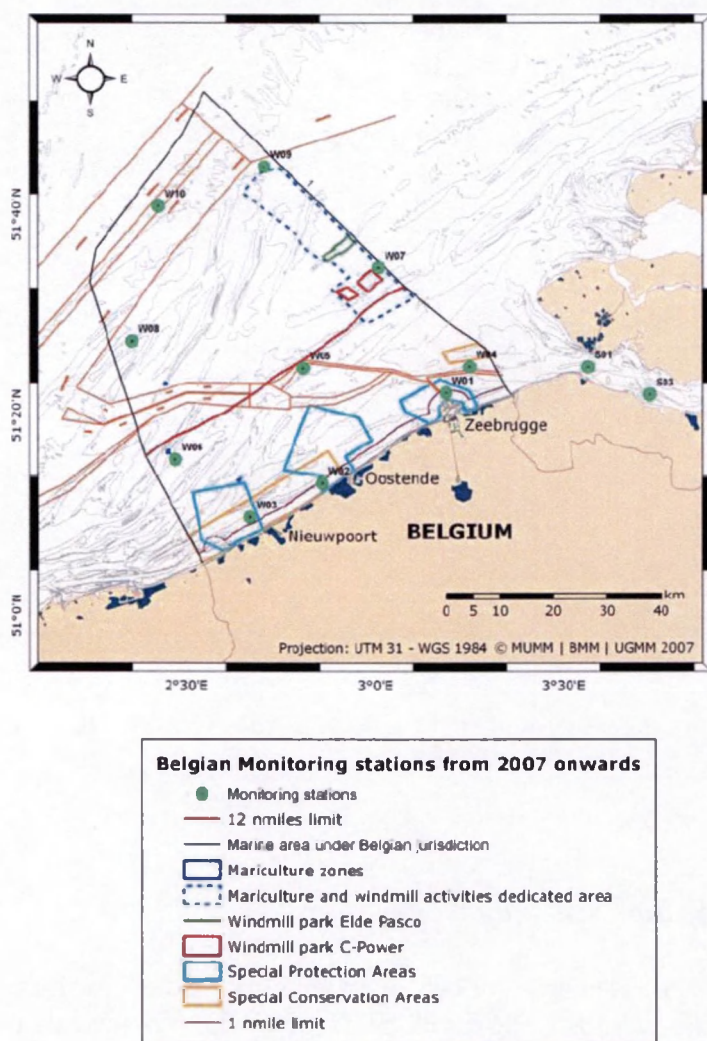
	<i>Thalassiosira</i> sp. (28 µm)	10394	46	24
	<i>Thalassiosira</i> sp. (48 µm)	31011	15	19
Dinophyta	<i>Alexandrium tamarense</i>	3142	2	0,7
	<i>Gonyaulax spinifera</i>	9545	0,03	0,04
	<i>Gymnodinium</i> sp. (10 µm)	424	46	3
	<i>Gymnodinium</i> sp. (25 µm)	4086	10	6
	<i>Heterocapsa triquetra</i>	3142	6	2
	<i>Katodinium glaucum</i>	5007	0,7	0,5
	<i>Noctiluca scintillans</i>	33824906	0,2	22
	<i>Prorocentrum compressum</i>	7096	0,1	0,1
	<i>Prorocentrum gracile</i>	2168	2	0,6
	<i>Prorocentrum micans</i>	5515	2	1,2
	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	8445	3	3
Cryptophyta	cryptofiet (5 µm)	24	145	0,6
	cryptofiet (7 µm)	59	28	0,3
	cryptofiet (9 µm)	170	66	2
	<i>Cryptomonas</i> sp.	593	23	2
Haptophyta	<i>Chrysochromulina</i> spp.	50	107	0,9
Prasinophyta	<i>Pyramimonas</i> sp.	90	98	1,5
	<i>Halospaera viridis</i>	593	11	0,9
Chlorophyta	cf. <i>Chlamydomonas</i> (6 µm)	75	41	0,5
	cf. <i>Stichococcus</i> (3 µm)	12	77	0,2
	cf. <i>Chlorella</i> (3 µm)	14	36	0,1
	cf. <i>Chlorella</i> (5 µm)	65	61	0,7
	<i>Desmodesmus</i> sp.	754	6	0,6
	<i>Pediastrum</i> sp.	157	0,5	0,01
Chrysophyta	<i>Pseudopedinella</i> sp. (5 µm)	98	4	0,1
Euglenophyta	<i>Eutreptiella</i> spp.	757	9	1,0
niet gedetermineerd	flagellaat (1/2 µm)	2	20	0,01
	flagellaat (3 µm)	14	54	0,1
	flagellaat (5 µm)	65	41	0,4

3.2.3. Multivariate analyse van de biomassagegevens

Om de variatie in soortensamenstelling te reduceren tot een overzichtelijk geheel, werd een multivariate analyse uitgevoerd. Hiervoor werd zowel gebruik gemaakt van de relatieve als de absolute biomassagegevens van de aangetroffen soorten. Bij de analyse van de relatieve biomassagegevens worden de stalen puur gerangschikt op de soortensamenstelling, terwijl bij de analyse van absolute biomassagegevens ook de biomassa van elke soort een rol speelt. De gegevens werden eerst getransformeerd met een vierdemachtswortel (relatieve gegevens) of logaritmische (absolute gegevens) transformatie om een betere normaalverdeling van de gegevens te verkrijgen. Met behulp van PCA (Principal Component Analysis) werden de stalen gerangschikt naargelang hun soortensamenstelling. Stalen die dicht bijeen liggen hebben een gelijkaardige soortensamenstelling, stalen die ver uiteen liggen hebben een verschillende soortensamenstelling.

Om de fytoplanktonpopulaties van de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal te vergelijken met andere mariene systemen, werd geopteerd om de dataset uit te breiden met gegevens die tijdens dezelfde periode werden verzameld in de Spuikom en in twee kuststations, die in het kader van KRW-monitoring van het Belgisch gedeelte van de Noordzee, maandelijks werden bemonsterd. Het betreft de stations WO1 en WO2, die op

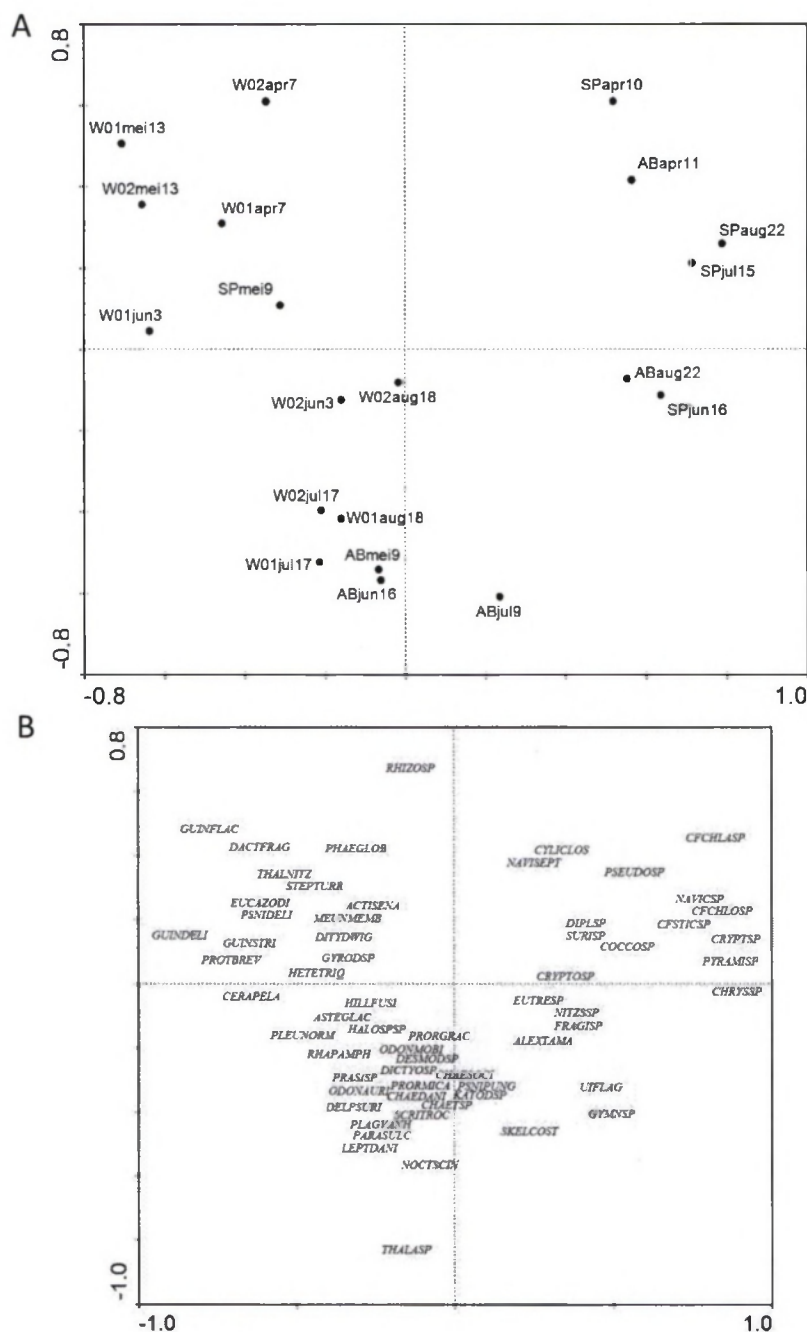
ongeveer 1 km van respectievelijk de haven van Zeebrugge en de haven van Oostende gelegen zijn (Figuur 25). De KRW-monitoring van de kustzone ging maar van start in november 2007 (De Bock & Van Wichelen 2008), dus de dataset bevat enkel de gegevens van maandelijkse stalen van de periode april-augustus 2008. De geanalyseerde dataset bestond aldus uit 20 stalen en 62 onderscheiden taxa. De gegevens werden geanalyseerd met het programma Canoco for Windows 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).



Figuur 25. Kaart van de Belgische continentale zone met aanduiding van de KRW monitoringlocaties.

Bij de analyse op basis van de relatieve soortensamenstelling zijn de stalen in een aantal groepen onder te verdelen. Op Figuur 26 zijn in het linkerbovenkwadrant de voorjaarsstalen uit beide kuststations terug te vinden. Deze worden vooral gekenmerkt door de hoge abundantie van de plaagalg *Phaeocystis globosa* en enkele karakteristieke mariene diatomeeënsoorten, waaronder *Rhizosolenia* spp., *Guinardia* spp., *Dactyliosolen fragilissima* en *Thalassionema nitzschioides* en dinoflagellaten zoals *Protoberidinium brevipes*, *Gyrodinium* spp. en *Heterocapsa triquetra*. Ook het meistaal van de Spuikom wordt in deze groep aangetroffen, vooral door de hoge abundantie van de pennate diatomee *Asterionellopsis*

glacialis die ook in de kuststations frequent werd aangetroffen. Rechts op het ordinatiediagram worden de overige stalen van de Spuikom teruggevonden samen met het voorjaars- en najaarsstaal van de Achterhaven van Zeebrugge. Deze stalen onderscheiden zich van de overige stalen door de aanwezigheid van vooral kleinere fytoplanktontaxa, zoals kleine, moeilijk identificeerbare groenalgen, cryptofytjes, de prymnesiofyt *Chrysochromulina*, de prasinofyt *Pyramimonas*, de goudalg *Pseudopedinella*, kleine dinoflagellaten die behoren tot het genus *Gymnodinium* en kleine, niet geïdentificeerde flagellaatjes. In het midden, onderaan het ordinatiediagram, zijn de zomerstalen van de kuststations met deze van de Achterhaven van Zeebrugge gegroepeerd. Deze worden vooral gekenmerkt door de hoge abundantie van de centricate diatomee *Thalassiosira* en de heterotrofe dinoflagellaat *Noctiluca scintillans*. Ook enkele mariene diatomeeën zoals *Chaetoceras* spp., *Leptocylindricus danicus*, *Paralia sulcata*, *Skeletonema costatus* en mariene dinoflagellaten, zoals *Prorocentrum micans* en *Scrippsiella trochoïdea*, worden voornamelijk in deze stalen aangetroffen. Bij de analyses op basis van de absolute soortgegevens werden quasi dezelfde vaststellingen gedaan.



Figuur 26. Ordinatiediagram van een PCA-analyse van relatieve biomassagegevens van fytoplankton uit de Spuikom, de Achterhaven van Zeebrugge en de KRW-kuststations W01 en W02 die gelegen zijn vlak voor de havens van Zeebrugge en Oostende. A. Verdeling van de stalen langs de eerste twee PCA-assen.. B. verdeling van de taxa langs de eerste 2 PCA-assen.

De vergelijking van de fytoplanktongemeenschappen uit de saliene binnenwateren (Spuikom Oostende en Achterhaven van Zeebrugge) toont aan dat er bepaalde overeenkomsten zijn met deze van de kustzone. Dit is meer uitgesproken voor de Achterhaven van Zeebrugge en vooral tijdens de zomer. De Spuikom wijkt sterker af wat waarschijnlijk vooral te verklaren is in zijn ondiepe karakter en lagere verblijftijd.

4. BEPALING VAN HET ECOLOGISCH POTENTIEEL

4.1. ALGEMEEN

Bij de bepaling van het ecologisch potentieel moeten eerst de nuttige doelen vastgelegd te worden, om van daaruit de condities van het MEP te definiëren en de vertaling naar het GEP te maken voor het biologische kwaliteitselement fytoplankton.

4.2. NUTTIGE DOELEN

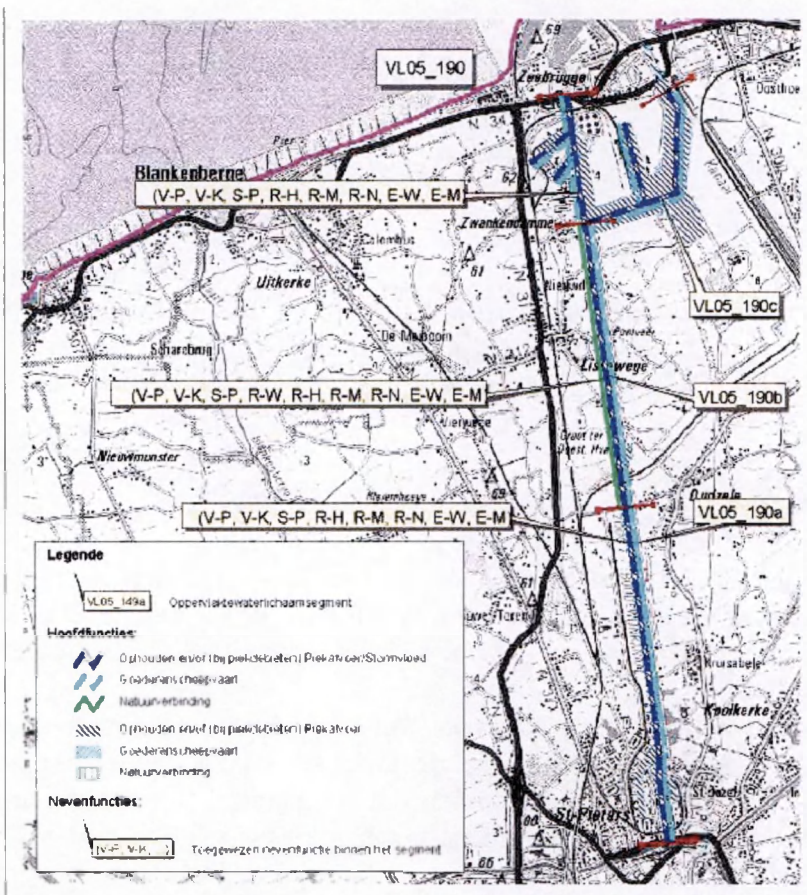
Volgens het Bekkenbeheerplan van de Brugse Polders (Vanden Bulcke *et al.* 2006) wordt dit waterlichaam opgedeeld in drie segmenten. Segment 190a wordt van 190c (met een zelfde toekenning als 190a) gescheiden door een segment dat grotendeels in vogelrichtlijngebied en habitatrichtlijngebied is gelegen (Figuur 27).

De hoofdfuncties van dit waterlichaam bestaan uit goederenscheepvaart en waterkwantiteitsbeheer (Tabel 11) en het zijn deze die de grootste impact hebben op de aanwezige gemeenschappen. Reeds eerder werd besproken dat de waterafvoerende functie van het Boudewijnkanaal eerder beperkt is (zie hoofdstuk 2.1.5), waardoor vooral de scheepvaart en de ermee gepaard gaande activiteiten (uitbouw haven, baggeractiviteiten, ...) van belang zijn op de ontwikkeling van de levensgemeenschappen. Daarnaast zijn er nog een aantal nevenfuncties van industriële, recreatieve en ecologische aard maar daarvan wordt aangenomen dat ze minder impact zullen hebben op de aanwezige biota.

Tabel 11. Lijst met nuttige doelen voor de achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal (naar Vanden Bulcke *et al.* 2006).

Functie			BOUDEWIJNKANAAL + ACHTERHAVEN ZEEBRUGGE		
functiegroep	functie	beschrijving	VL05 190a	VL05 190b	VL05 190c
waterverbruik	V P	Proceswater	N	N	N
	V K	Koelwater	N	N	N
waterkwantiteitsbeheer	K P	Piekafvoer en stormvloed	H1	H1	H1
	K O	Ophouden in de waterloop	H2	H2	H2
Scheepvaart	S G	Goederenscheepvaart	H	H	H
	S P	Passagiersvaart en veerdiensten	N	N	N
Recreatie	R W	Wandelen en fietsen		N	
	R H	Hengelen	N	N	N
	R M	Gemotoriseerde watersport en recreatievaart	N	N	N
	R N	Niet-gemotoriseerde watersport	N	N	N
Ecologie	E W	Natuur in het waterlichaam	N	N	N
	E M	Vismigratie	N	N	N
	E V	Natuurverbinding (m.u.v. vismigratie)		H	

H = hoofdfunctie, N = nevenfunctie - Tijdsaspect: 1: laagwater (zee), 2: hoogwater (zee)



Figuur 27. Functietoekenning voor de verschillende segmenten van het waterlichaam VL05_190 (Boudewijnkanaal en Achterhaven van Zeebrugge) naar Vanden Bulcke *et al.* 2006.

4.3. UITBOUW ACHTERHAVEN

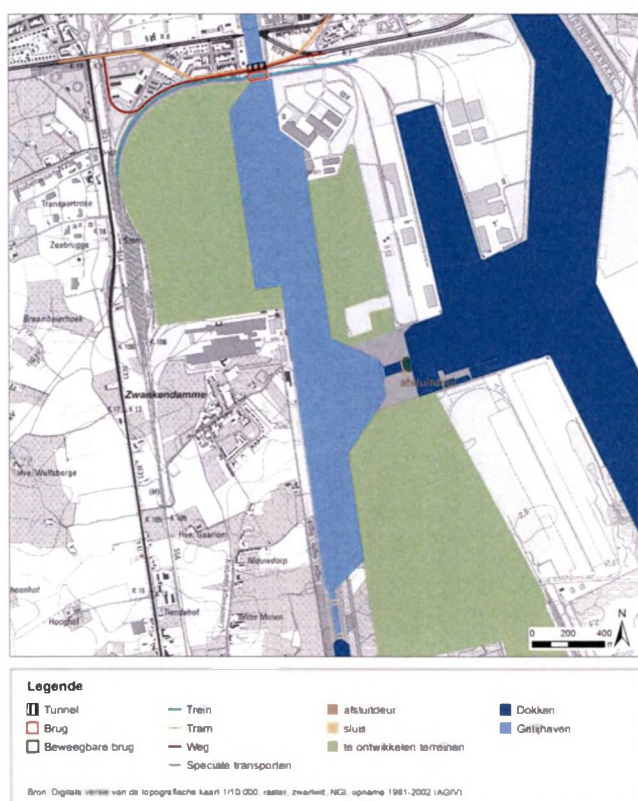
Als gevolg van het Vlaams Regeerakkoord van 13 juli 1999 werd een Strategisch Plan voor de haven Brugge-Zeebrugge opgesteld. Dit plan beschrijft de gewenste ontwikkeling van het zeehavengebied van Brugge en Zeebrugge op korte (5 jaar), middellange (10 tot 15 jaar) en lange termijn (30 jaar). Het geeft een strategie voor de gewenste ruimtelijke ontwikkeling van de haven. Een belangrijk onderdeel van dit strategisch plan is de ontwikkeling van het strategisch haveninfrastructuurproject (SHIP) in de Achterhaven van Zeebrugge (Verhaegen *et al.* 2008). Dit project dient ervoor te zorgen dat de haven van Zeebrugge met voldoende capaciteit en goed bereikbare maritieme terminals aan de marktvraag kan blijven voldoen. Gezien het beperkte terreinarsenaal in de voorhaven bleek het noodzakelijk een oplossing voor het dreigende tekort aan beschikbare ruimte te zoeken in de achterhaven. Het strategisch plan van de haven van Zeebrugge liet twee inrichtingsalternatieven open voor de verbetering van de nautische toegankelijkheid: een open-getijzone of een snelle zeesluis. Het Strategisch Plan voor de haven voorziet dat de achterhaven gradueel en geleidelijk wordt ingenomen, rekening houdend met de principes van zuinig ruimtegebruik. Gelijktijdig worden de nodige compensatiegebieden ingericht voor natuurwaarden die ten gevolge van de ontwikkeling van havenactiviteiten verdwijnen.

Voor het strategisch haveninfrastructuurproject worden drie inrichtingsalternatieven voor de nautische toegang beschouwd :

- een alternatief met open getijzone;
- een alternatief met beperkte open getijzone;
- een alternatief met snelle zeesluis.

4.3.1. Open getijzone

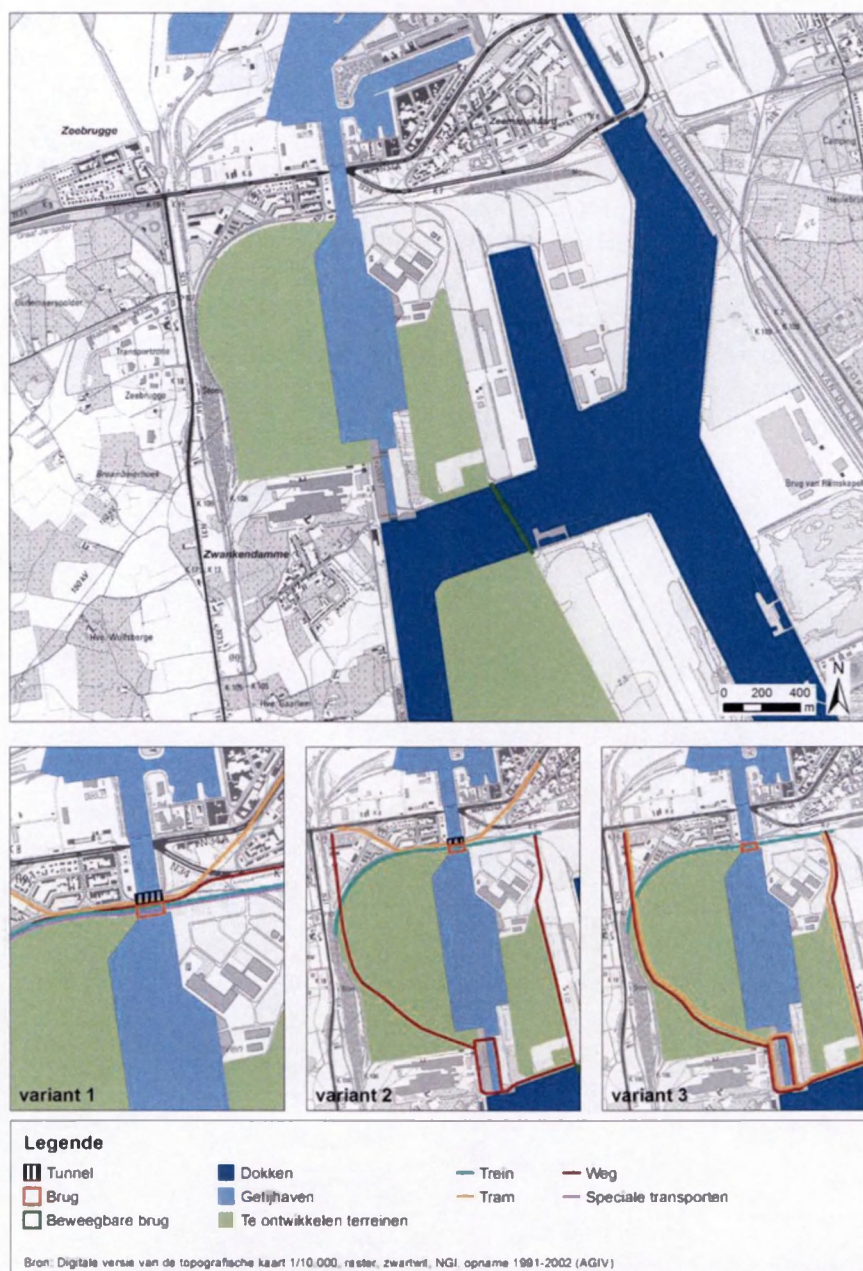
Voor dit alternatief wordt het huidige waterlichaam opgesplitst in drie aparte delen (figuur 28). Het westelijke havenareaal zal daarbij onder getijdenwerking komen door de vervanging van de oude Visartsluis door een ongeveer 90 meter breed doorvaartkanaal (bodempool -10 m TAW). De getijzone zal ook nog een gedeelte van het Boudewijnkanaal bevatten ten zuiden van het Verbindingsdok. De getijzone zal van de rest van de achterhaven worden gescheiden met een sluis (300 bij 40 meter, bodempool -15 m TAW) en een afsluitdeur. Tussen de zuidelijke grens van de getijzone en het blijvende gedeelte van het Boudewijnkanaal wordt een binnenvaartsluis voorzien. Een beweegbare wegbrug moet ter hoogte van de afsluitdeur, de noordelijke en zuidelijke achterhaven met elkaar verbinden. Het Prins Filipsdok en Oud-Ferrydok worden omgevormd voor de bouw van nieuwe aanlegplaatsen en kaaimuren. Een zeewering moet de risico's door overstrooming ten gevolge van storm en hoogtij beperken. Het spreekt vanzelf dat het water en de erin voorkomende levensgemeenschappen van de open getijzone nog meer gelijkenissen zal vertonen met deze van de zee waarmee het in permanente verbinding zal staan. Er is berekend dat het zoutgehalte in dit getijdendok met maximaal 5 g L^{-1} zal stijgen ten opzichte van de huidige concentratie in het Boudewijnkanaal. Dit zal vermoedelijk ook de zoutconcentraties in het overige gedeelte van het Boudewijnkanaal aanzienlijk doen toenemen.



Figuur 28. Schematische voorstelling van het inrichtingsalternatief 'open getijzone' in de Achterhaven van Zeebrugge (naar Verhaegen *et al.* 2008).

4.3.2. Beperkte open getijzone

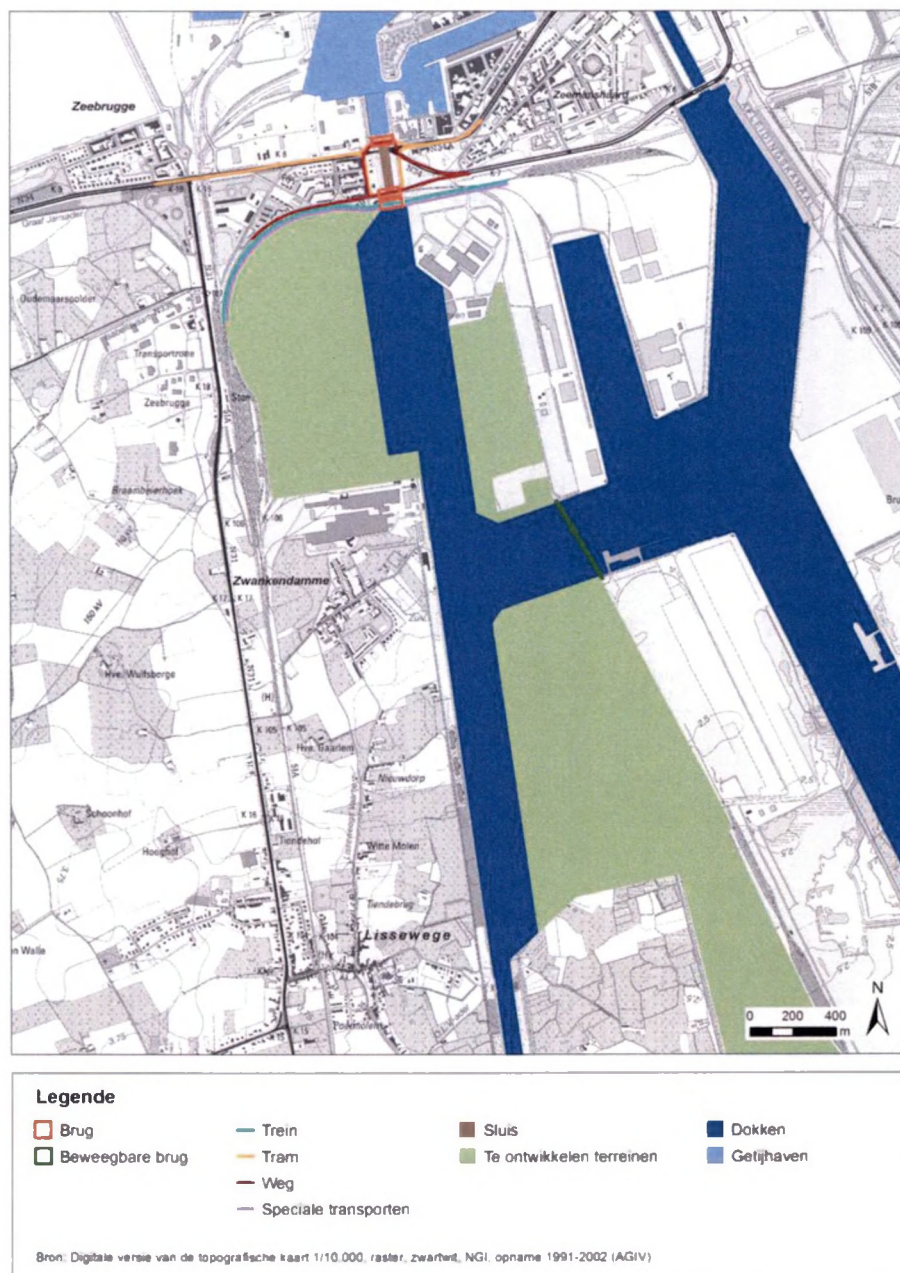
Bij dit alternatief zullen er slechts 2 aparte waterlichamen ontstaan (Figuur 29). Een open getijzone, die in dit geval maar wordt doorgetrokken tot aan het verbindingsdok, en de rest van het Boudewijnkanaal, dat in verbinding blijft met de rest van de achterhaven. De afsluiting wordt voorzien door een sluis (300 bij 40 meter, bodempeil -15 m TAW). Het Boudewijnkanaal ten zuiden van het verbindingsdok zou verbreed worden tot aan de Dudzeelse polder zodat ook daar schepen kunnen behandeld worden. Een beweegbare wegbrug verbindt de noordelijke met de zuidelijke achterhaven. Ook hier zou de open getijzone een sterker marien karakter krijgen, terwijl de rest van de achterhaven zal vergelijkbaar blijven met de huidige situatie, tenzij versassingen ter hoogte van de nieuwe sluis een verhoogde toevoer van zeewater met zich zou meebrengen, waardoor het zoutgehalte in dit waterlichaam alsnog zou toenemen.



Figuur 29. Schematische voorstelling van het inrichtingsalternatief 'beperkte open getijzone' in de Achterhaven van Zeebrugge (naar Verhaegen *et al.* 2008).

4.3.3. Snelle zeesluis

Bij dit alternatief zou het waterlichaam niet worden opgesplitst en grotendeels zijn huidige vorm behouden (Figuur 30). De Visartsluis wordt vervangen door een grotere zeeluis (250 bij 40 meter) waardoor 80 % van de schepen die nu reeds de achterhaven aandoen, eveneens gebruik zullen kunnen maken van deze nieuwe sluis. Ook hier zal het Boudewijnkanaal verbreed worden tot aan de Dudzeelse polder en zal een beweegbare wegbrug de noordelijke en de zuidelijke achterhaven met elkaar verbinden. De invloed van de zee zal minder groot zijn dan in de andere scenario's, maar in plaats van 1 grote zeeluis zullen nu 2 grote zeeluisen schepen versassen, waardoor het zeer waarschijnlijk is dat de hoeveelheid zouter water dat in de achterhaven zal terechtkomen groter zal zijn dan in de huidige situatie het geval is.



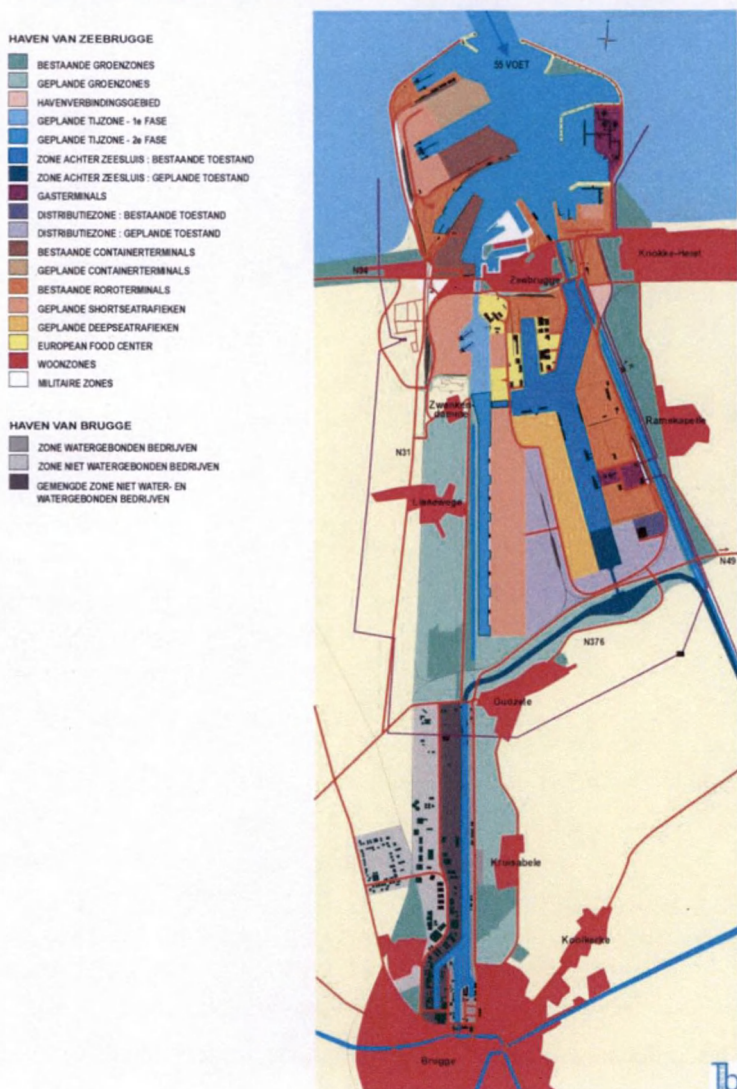
Figuur 30. Schematische voorstelling van het inrichtingsalternatief ' snelle zeeluis' in de Achterhaven van Zeebrugge (naar Verhaegen *et al.* 2008).

4.3.4. Ontsluiting achterhaven

Ook de ontsluiting naar het hinterland wil de Vlaamse regering verbeteren om zo de binnenvaart te stimuleren en een minder snelle groei van het vrachtverkeer te bekomen. Hiervoor zijn er vier alternatieve ontsluitingsmogelijkheden voor de kusthavens met name het stimuleren van de kustvaart, de opwaardering van het bestaand kanaal Gent-Oostende, het graven van een nieuw kanaal langs de N49 en het opwaarderen van het afleidingskanaal van de Leie (Schipdonkkanaal). De laatste optie ligt voorlopig in de bovenste schuif bij de Vlaamse regering en momenteel wordt in dit kader de haalbaarheid onderzocht van het Seine-Schelde-Westproject, dat de haven van Zeebrugge via de binnenwateren moet laten aansluiten op de internationale verbinding Seine-Schelde. Hiervoor zouden het Schipdonkkanaal en het Leopoldkanaal tussen Zeebrugge en Maldegem worden samengevoegd, terwijl het Schipdonkkanaal tussen Maldegem en Merendree zou worden verbreed, zodat binnenschepen tot 4500 ton van dit tracé gebruik kunnen maken. Er zou hierbij ook een verbindingskanaal worden gegraven tussen het Schipdonkkanaal en het Boudewijnkanaal ter hoogte van Dudzele waaraan het Zuidelijk insteekdok via een sluis zou worden gekoppeld (Figuur 31). Het gedeelte van het Boudewijnkanaal tussen Dudzele en Brugge zou door deze verbinding een stuk zoeter worden.

Figuur 31:

KAART VAN DE HAVENZONE VAN BRUGGE - ZEEBRUGGE : BELEIDSPLAN 2002 - 2010



4.3.5. Uitbreiding industriezone

Bij de toekomstige uitbreiding van de bedrijvenzone's wordt de bijkomende totale verharde oppervlakte geschat op 421,2 ha (=4.212.000 m²). Door de toename van de verharde oppervlakte zal de infiltratie beperkt worden en zal het hemelwater sneller afstromen. De bijkomende verharding zal naar de dokken afwateren, en berekeningen hebben uitgewezen dat piekafvoerdebieten na extreme regenbuien, geen significante effecten zullen teweegbrengen in de dokken. Het waterpeil zal slechts minimaal (1,6-2,6 cm) toenemen (Colpaert *et al.* 2007).

De aanwezigheid en exploitatie van bedrijven zal eveneens zorgen voor een grotere kans op lozing van verontreinigde stoffen. Wegens het feit dat vooral activiteiten i.v.m. op- en overslag zullen plaatsvinden, wordt verwacht dat eventuele afvalwateremissies en dus het effect op de waterkwaliteit in de dokken beperkt zal zijn. Echter ook bij dergelijke activiteiten mag verwacht worden dat er via afspoeling verontreinigde stoffen in het oppervlaktewater zullen terecht komen (vb. olie, PAK's, e.d., via afspoeling van parkeerterreinen voor auto's). Hiervoor zouden lokaal koolwaterstofafscidders voorzien worden. Er wordt verwacht dat vervuiling door de schepen nagenoeg niet zal optreden indien de havenwetgeving gevolgd wordt, die o.a. stelt dat het verboden is elke vloeistof of afvalstof te lozen in de oppervlaktewateren (Colpaert *et al.* 2007).

4.4. MAATLAT FYTOPLANKTON VOOR ZOUTE WATEREN

Het MEP en GEP wordt in het ideale geval afgeleid vanuit de referentietoestand van het meest gelijkaardige natuurlijke watertype. De Achterhaven van Zeebrugge bevat sterk brak tot zout water waarvoor in Vlaanderen geen overeenkomstig natuurlijk watertype bestaat. In Nederland bestaan er voor stilstaande, zoute wateren wel een aantal types, met name het type M31: kleine (< 5 km²) brakke tot zoute (> 3 g Cl/l) wateren en het type M32: grote (> 5 km²) brakke tot zoute (> 3 g Cl/l) wateren (zie 2.5) waarvoor men een referentie heeft vastgelegd voor het biologisch kwaliteitselement fytoplankton en een maatlat heeft uitgewerkt. Doordat nog een sterke uitwisseling optreedt tussen het water van de Achterhaven met het kustwater zou dit waterlichamen eventueel ook als kustwater kunnen beoordeeld worden. Ook hiervoor zijn in Nederland een aantal types afgebakend en maatlatten ontwikkeld waarvan er één gedeeltelijk door België werd overgenomen voor de beoordeling van het Belgische kustwater. Voor de soortensamenstelling wordt voor de beoordeling van zoute waterlichamen enkel naar de abundanties van de toxische plaagalg *Phaeocystis* gekeken. Er bestaat ook een richtlijn voor schelpdierwaterkwaliteit die normen vastlegt voor de abundantie aan andere potentieel toxische algen.

4.4.1. Maatlatten voor brakke tot zoute meren in Nederland

Voor de kleine brakke tot zoute wateren (M31) in Nederland gaat men er van uit dat ze van nature voedselrijker zijn dan hun zoete equivalenten en dus bijgevolg ook hogere chlorofyl a concentraties bevatten (van den Berg 2004, van der Molen & Pot 2007). De maatlat voor chlorofyl a (gemiddelde april-september) werd er arbitrair vastgelegd als volgt:

- referentie: 30 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens ZG/G: 40 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens G/M: 60 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens M/O: 120 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens O/S: 240 $\mu\text{g L}^{-1}$

Voor de soortensamenstelling wordt voor het M31-type gebruik gemaakt van de gezamenlijke relatieve abundanties van negatieve indicatoren (voornamelijk cyanobacteriën, chlorofyten en euglenofyten) die als volgt worden ingedeeld:

- referentie: 5%.
- grens ZG/G: 20 %
- grens G/M: 40 %
- grens M/O: 50 %
- grens O/S: 75 %

Voor de grote brakke tot zoute wateren (M32) heeft men op basis van historische gegevens van het Grevelingenmeer en modelberekeningen de grenswaarde tussen de zeer goede en de goede toestand geschat op 12 $\mu\text{g chl a L}^{-1}$. De referentiewaarde wordt vastgelegd op 2/3 van deze grenswaarde, namelijk 8 $\mu\text{g chl a L}^{-1}$ en is gebaseerd op Europese intercalibratieresultaten. De grenswaarde tussen de goede en matige toestand wordt op anderhalve keer de bovengrens van de referentie gelegd en steunt op de reeds bestaande OSPAR-methodes om de effecten van eutrofiëring op mariene fytoplanktonpopulaties te kwantificeren. De grenzen tussen de matige en ontoereikende toestand en de ontoereikende en slechte toestand zijn steeds verdubbelingen. Dit leidde tot volgende maatlat (gemiddelde maart-september):

- referentie: 8 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens ZG/G: 12 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens G/M: 18 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens M/O: 36 $\mu\text{g L}^{-1}$
- grens O/S: 72 $\mu\text{g L}^{-1}$

Voor de soortensamenstelling maakt men gebruik van de negatieve indicator *Phaeocystis*, die ook voor de Nederlandse kust- en overgangswateren wordt gebruikt, tenminste als de gemiddelde saliniteit > 23 ‰. Er was een lijst van nog andere problematische fytoplanktontaxa (plaagalgen) opgesteld, waaronder de dinoflagellaten *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Gymnodinium* en *Noctiluca*, de haptofyt *Chrysochromulina* en de diatomee *Pseudo-nitzschia* maar enkel voor *Phaeocystis* werd een causaal verband aangetoond met eutrofiëring.

In eerste instantie was de gemiddelde abundantie van *Phaeocystis*-cellen bepalend voor de maatlat (gemiddelde maart-september) (10^6 cellen L^{-1}):

- referentie: 0,5
- grens ZG/G: 1
- grens G/M: 10
- grens M/O: 30
- grens O/S: 60

Nadien werd deze maatlat vervangen door een maatlat die de frequentie van *Phaeocystis*-bloeien per jaar als karakteristiek beschouwde, waarbij een bloei werd gedefinieerd als een abundantie $> 10^6$ cellen L^{-1} en de frequentie als het aantal maanden per jaar dat *Phaeocystis*-bloei optreedt (%):

- referentie: 8,3
- grens ZG/G: 10
- grens G/M: 17
- grens M/O: 35
- grens O/S: 80

Het optreden van één bloei werd als normaal beschouwd (referentie), de andere begrenzungen zijn op basis van 'expert judgement' vastgelegd.

4.4.2. Maatlatten voor kustwaters in Nederland en België

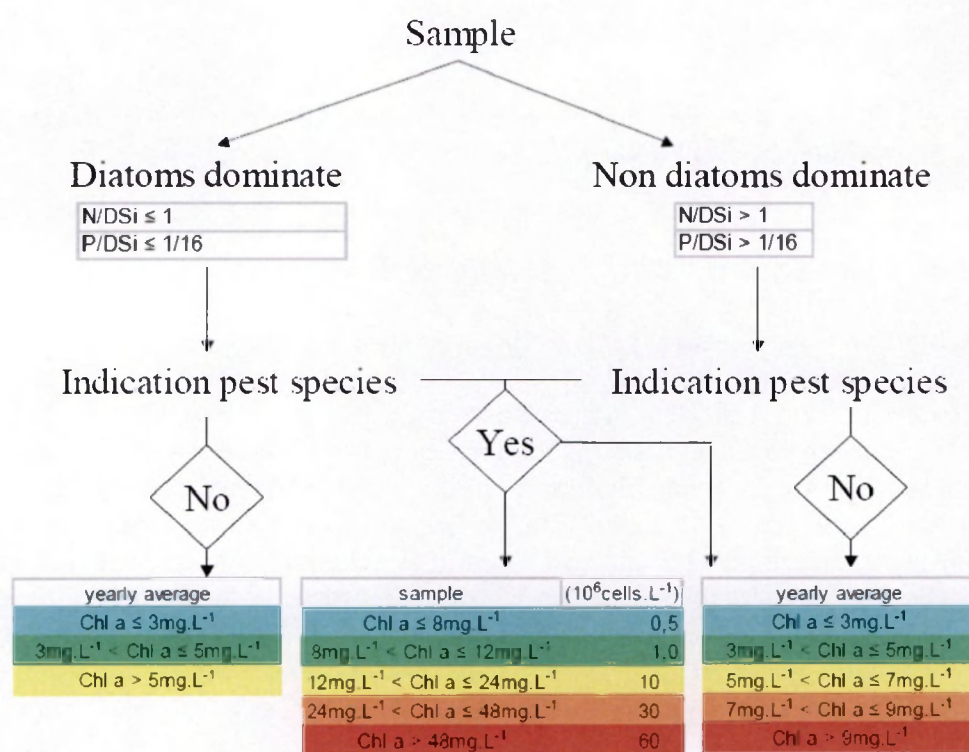
Aangezien de Achterhaven van Zeebrugge in verbinding staat met de Noordzee en er zeer regelmatig zeewater wordt binnengepompt, kan de maatlat voor kustwater eventueel worden toegepast op dit waterlichaam. Het Nederlandse kustwatertype dat het best aansluit met de kustzone vlak voor de haven van Zeebrugge is het open en polyhaliene kustwatertype K1 dat zich van het kustwatertype K3 onderscheidt door de sterkere invloed van de rivieren die in de buurt uitmonden (van der Molen & Pot 2007). In Nederland wordt voor de maatlat voor dit kustwater een zelfde werkwijze gevolgd als voor de grote brakke tot zoute meren (M32). Op basis van historische data en modelberekeningen werd de grenswaarde tussen de zeer goede en goede toestand geschat op $14 \mu g \text{ chl a } L^{-1}$. De referentiewaarde werd vastgelegd op 2/3 van deze grenswaarde, namelijk $9,3 \mu g \text{ chl a } L^{-1}$ en is gebaseerd op Europese intercalibratieresultaten. De grenswaarde tussen de goede en matige toestand werd op anderhalve keer de bovengrens van de referentie gelegd en steunt op de reeds bestaande OSPAR-methodes om de effecten van eutrofiëring op mariene fytoplanktonpopulaties te kwantificeren. De grenzen tussen de matige en ontoereikende toestand en de ontoereikende en slechte toestand zijn steeds verdubbelingen. Dit leidde tot volgende maatlat (gemiddelde maart-september):

- referentie: $9,3 \mu g L^{-1}$
- grens ZG/G: $14 \mu g L^{-1}$
- grens G/M: $21 \mu g L^{-1}$
- grens M/O: $42 \mu g L^{-1}$
- grens O/S: $84 \mu g L^{-1}$

De maatlat voor soortensamenstelling is identiek aan deze voor de grote brakke tot zoute wateren, namelijk de frequentie van *Phaeocystis*-bloeien.

Voor de Belgische kustzone werd een maatlat ontwikkeld voor fytoplankton op basis van de invloed die het Schelde-estuarium uitoefent op dit habitat (Meire *et al.* 2007). Met behulp van het RIVERSTRAHLER-model werden nutriëntenfluxen geschat voor een aantal scenario's die verschillen in hydrologie en landgebruik uit het verleden, heden en toekomst. Met behulp

van het OMES-model werden de overeenkomstige chlorofyl a waarden berekend. Het 1950 en 2015 scenario werden daarbij aanzien als representatief voor de goede toestand. De scenario's voor de jaren '70 en '80 werden representatief geacht voor de slechte toestand. Voor de maatlat soortensamenstelling maakt men gebruik van de dominantie van diatomeeën ten opzichte van niet-diatomeeën en het voorkomen van plaagalgen waaronder *Phaeocystis*.



Figuur 32. Voorstel fytoplanktonmaatlat voor de Belgische kustwateren (Meire *et al.* 2007).

4.4.3. Exoten en bloeivorming

Door het zeer intense scheepvaartverkeer vormen havens de plaats bij uitstek voor de uitwisseling van gebiedsvreemd water (voornamelijk ballastwater) en de vestiging en verspreiding van al of niet invasieve, niet-inheemse mariene en/of estuariene organismen of exoten uit dit water. Ook kan deze contaminatie via de scheepsrompen gebeuren, het zogenaamde 'biofouling'. Gedurende de laatste twintig jaar is de aanwezigheid en verspreiding van exoten sterk toegenomen in de Belgische mariene en brakke wateren, en vooral in kunstmatige en/of sterk gewijzigde omgevingen kunnen deze zich sterk prolifereren, soms ten nadele van de inheemse fauna en flora (Kerckhof *et al.* 2007). De meeste waarneming van aquatische exoten in Belgische kustwateren betreffen vooral min of meer gemakkelijk zichtbare soorten macrowieren en macro-invertebraten. Van de minder gemakkelijk zichtbare en/of te determineren micro-organismen is nauwelijks iets gekend omtrent het voorkomen van al of niet invasieve exoten in België, maar het spreekt vanzelf dat ook deze in belangrijke mate worden geïntroduceerd. In de lijst van aangetroffen exoten in de Belgische kustwateren worden slechts 3 fytoplanktontaxa (allen diatomeeën) vermeld

(Kerckhof *et al.* 2007). Wanneer deze organismen geschikte omstandigheden ondervinden, kunnen ze door hun korte generatietijd snel overgaan tot bloeivorming en aldus problemen veroorzaken, enerzijds door het aanmaken van gifstoffen, indien ze toxisch zijn, of door het veroorzaken van anoxia, wanneer de opgebouwde biomassa op het einde van de bloei door bacteriën wordt afgebroken. Dit kan onder andere gevolgen hebben voor de dieren die zich met fytoplankton voeden en in ernstige gevallen kan aldus de gehele voedselketen vergiftigd of ernstig verstoord worden. Het meest in het oog springende gevolg hiervan is ernstige schade aan de vis- en of schelpdierkweek door een verhoogde mortaliteit en/of het tijdelijk voor menselijke consumptie ongeschikt worden van de gekweekte organismen. Een bekend voorbeeld hiervan vormt de dinoflagellaat *Gyrodinium aureolum*, die enkel gekend was voor de noordoostkust van de Verenigde Staten maar sinds 1966 in de Noordzee werdesignaleerd, waarbij haar stelselmatige uitbreiding meestal gepaard ging met het afsterven van visbestanden (Cadée 1990). Giftige algenbloei heeft ook in het Boudewijnkanaal reeds geleid tot problemen (zie 2.4).

Veelal worden veranderde nutriëntenratio's door antropogene aanrijking met stikstof en fosfor in verband gebracht met bloeivorming door invasieve en schadelijke soorten. Vooral de afgenomen Si/P ratio's zouden in het voordeel spelen van andere soorten dan de normaal voorkomende diatomeeën (Smayda 1990).

Het opnemen van exoten in een fytoplanktonbeoordelingssysteem is zeer problematisch. Ten eerste omdat de kennis van invasieve fytoplanktonsoorten te beperkt is en ten tweede omdat deze organismen, éénmaal geclassificeerd als exoot, zeer moeilijk tot onmogelijk te bestrijden zijn, waardoor het risico bestaat dat de doelstellingen nooit kunnen gehaald worden.

4.4.4. Schelpdierwaterkwaliteit

Voor de wateren waarin schelpdieren worden gekweekt, bestaat er een Europese schelpdierwaterrichtlijn die recent ook in België wordt aangewend om de kwaliteit van gekweekte mosselen in de Noordzee of van oesters in de Spuikom te controleren. De schelpdierwaterrichtlijn op zich vermeldt geen normen voor potentieel toxische algen, maar momenteel worden door de VMM (in overeenkomst met het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen, FAVV) de Nederlandse normen voor de aanwezigheid van deze algen gehanteerd. Het gaat hierbij om algen wiens toxines ASP (amnesic shellfish poisoning), DSP (diarrhetic shellfish poisoning) of PSP (paralytic shellfish poisoning) veroorzaken na het eten van gecontamineerde schelpdieren. Deze schelpdierwaterrichtlijn zal in 2013 (13 jaar na in werking treden van de KRW) opgeheven worden door de KRW. De potentieel toxische fytoplanktonsoorten behoren allen tot de dinoflagellaten met uitzondering van het pennate diatomeeëngeslacht *Pseudo-nitzschia*. Ze worden onderverdeeld al naargelang het toxine dat ze produceren en voor elk van deze groepen gelden andere normen. Voor ASP-toxine producerende algen (*Pseudo-nitzschia multiseriata*, *P. seriata*, *P. australis*, *P. pseudodelicatissima*) ligt de norm op 500.000 cellen L⁻¹. Voor DSP-toxine producerende algen behorende tot het geslacht *Dinophysis* (*D. acuminata*, *D. acuta*, *D. fortii*, *D. caudata*, *D. norvegica*) ligt de norm op 100 cellen L⁻¹, voor degene die behoren tot het geslacht *Prorocentrum* (*P. lima*, *P. minimum*) ligt de norm op 10.000.000 cellen L⁻¹. Voor PSP-toxine producerende algen (*Alexandrium tamarensis*, *A. catenella*, *A. acatanella*, *A. fraterculus*, *A. cohorticula*, *Pyrodinium bahamense* en *Gymnodinium catenatum*) ligt de norm op 1000 cellen L⁻¹.

In de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal is deze richtlijn niet van toepassing maar tijdens de onderzochte periode werden een aantal potentieel toxische algen waargenomen, zoals *Pseudo-nitzschia* cf. *pungens* in mei en juli met een densiteit van respectievelijk 35.700 en 31.900 cellen L⁻¹, evenwel ruim onder de drempelwaarde. De

dinoflagellaat *A. tamarensis* werd waargenomen in oktober 2007 (600 ind. L⁻¹) en augustus 2008 (11.600 ind. L⁻¹). In het laatste geval werd de norm duidelijk overschreden. Ook *Gonyaulax spinifera* werd in oktober 2007 waargenomen met een densiteit van 200 ind. L⁻¹. Hoewel ze geen deel uitmaakt van de lijst met schadelijke algen uit de Schelpdierwaterkwaliteitsrichtlijn, is ze ook in verband te brengen met de produktie van toxines. Van deze alg zijn namelijk toxische stammen bekend uit Nieuw-Zeeland (Rhodes *et al.* 2006) en de Adriatische Zee (Riccardi *et al.* 2008), die yessotoxines produceren en aanleiding kunnen geven tot DSP.

4.5. MEP/GEP BEPALING EN VOORSTEL MAATLAT ACHTERHAVEN ZEEBRUGGE EN BOUDEWIJNKANAAL

De Achterhaven van Zeebrugge vertoont wat betreft huidige morfologie, hydrologie en fysico-chemie het meeste gelijkenis met het Nederlandse M32-type. Er wordt dan ook voorgesteld om de begrenzingsen voor fytoplanktonbiomassa van dat type toe te passen op dit waterlichaam.

Het is duidelijk dat de huidige en toekomstige hydrologie bepalend is voor de ecologie van dit waterlichaam. De verschillende toekomstscenario's voor de uitbouw van de achterhaven bestendigen op zijn minst de huidige saliene condities of zouden deze nog doen toenemen door een nog grotere inbreng van zeewater (dubbele zeesluis, open getijzone). Bij het opsplitsen van de achterhaven in een getijzone en niet-getijzone wordt voorgesteld om de getijzone als kustwater te beoordelen, waar de Nederlandse en Belgische maatlat voor de kustzone kan worden toegepast. De niet-getijzone blijft dan te worden beoordeeld als een zoutwatermeer.

De deelmaatlat soortensamenstelling vormt op dit moment een probleem. De Nederlandse maatlat maakt gebruik van de abundantie van het negatieve indicatortaxon *Phaeocystis*, maar stelt tegelijkertijd dat dit taxon enkel kan tot ontwikkeling komen bij saliniteiten boven 23 ‰ en dat bovendien in min of meer stilstaande waterlichamen, *Phaeocystis* vermoedelijk niet of nauwelijks tot ontwikkeling komt, zoals bleek voor het Veerse Meer (van der Molen & Pot 2007). De gemiddelde saliniteit ligt in de achterhaven beduidend boven deze limiet (25,9 ‰) maar in het Boudewijnkanaal neemt deze af tot een gemiddelde saliniteit van 22,7 en 21,2 ‰ te respectievelijk Lissewege en Dudzele. *Phaeocystis* werd in de Achterhaven van Zeebrugge tijdens deze studie niet aangetroffen in tegenstelling tot de Noordzee, waar ze vanaf eind februari tot begin mei 2008 tot bloei kwam. Een beoordeling enkel gebaseerd op de aanwezigheid van *Phaeocystis*-bloeien, lijkt dus niet voldoende. Over de aanwezigheid van andere potentieel toxische plaagalgen in de Achterhaven van Zeebrugge is onvoldoende geweten, hoewel ze in het (verre) verleden voor problemen hebben gezorgd. De richtlijn voor schelpdierwaterkwaliteit die gebruik maakt van normen voor de abundantie van potentieel toxische plaagalgen is wellicht ook te hoog gegrepen voor de achterhaven, die geen kweek van schelpdieren als gebruiksfunctie heeft.

Gezien de grote mate van onzekerheid rond deze parameter wordt voorgesteld om voorlopig nog geen beoordeling op basis van de soortensamenstelling uit te voeren, totdat er internationale consensus is bereikt rond de verbanden tussen het optreden van schadelijke algen en antropogene verstoring.

In de tussentijd is het wel zeer belangrijk dat de soortensamenstelling van de algenpopulaties blijvend wordt opgevolgd om eventuele problematische bloeien te detecteren en het verband met fysisch-chemische parameters te exploreren. Indien *Phaeocystis* toch wordt gedetecteerd in de achterhaven kan de maatlat voor de Belgische kustzone alsnog worden toegepast.

Voor de deelmaatlat biomassa (chl a) wordt voorgesteld om voor de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal de begrenzings van het Nederlandse M32-meertype over te nemen als MEP/GEP-waarden. De volgende begrenzings voor een gemiddelde van april – september zullen dan worden toegepast:

- Referentie = MEP = $8 \mu\text{g L}^{-1}$ (EQR 1)
- grens G/M = ondergrens GEP = $18 \mu\text{g L}^{-1}$ (EQR 0,44)
- grens M/O = $36 \mu\text{g L}^{-1}$ (EQR 0,22)
- grens O/S = $72 \mu\text{g L}^{-1}$ (EQR 0,11)

Het GEP is het meest essentiële, want effectief te realiseren, ecologisch kwaliteitsniveau. De streefwaarde voor fytoplanktonbiomassa voor het bereiken van het GEP (de ondergrens), wordt aldus $18 \mu\text{g chl a L}^{-1}$ wat overeenkomt met een EQR van 0,44 (0,6 na normalisatie). Deze grenswaarde ligt in de buurt van de grenswaarde die is voorgesteld voor de zoute overgangswateren (Van Damme *et al.* 2003) en het Nederlandse kustwatertype K1 (van der Molen & Pot 2007) die respectievelijk 20 en $21 \mu\text{g chl a L}^{-1}$ bedraagt.

4.6. BEOORDELING ACHTERHAVEN ZEEBRUGGE EN BOUDEWIJNKANAAL

Op basis van de voorgestelde maatlat behaalde dit waterlichaam het GEP tijdens de periode 2007-2008 (Tabel 12). Enkel tijdens juni was er een matige score voor de fytoplanktonbiomassa te wijten aan een kortstondige bloei van de centricate diatomee *Thalassiosira*.

Tabel 12: Kwaliteitscores voor de fytoplanktonmaatlat (chl a-biomassa) voor de maandelijkse, geïntegreerde waterstalen uit de achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal (2007-2008).

	chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	EQR	EQR norm.	toestand
20/09/2007	3,2	2,5	1	GEP of hoger
18/10/2007	4,4	1,8	1	GEP of hoger
11/04/2008	1,6	4,9	1	GEP of hoger
9/05/2008	14,3	0,56	0,71	GEP of hoger
16/06/2008	31,4	0,26	0,43	M
9/07/2008	13,9	0,58	0,72	GEP of hoger
22/08/2008	7,7	1,0	1	GEP of hoger
eindoordeel	10,9	0,73	0,88	GEP of hoger

De chlorofyl a gegevens uit de VMM databank laten toe om een interannuale vergelijking te maken van de fytoplankton kwaliteitsbeoordeling met de voorgestelde maatlat. Hiervoor werden enkel die jaren weerhouden waarvoor minstens 5 chlorofyl a bepalingen beschikbaar

waren voor de periode april – oktober. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de beoordeling van de laatste jaren enkel betrekking heeft op gegevens afkomstig van een vaste (oppervlakkige) locatie in het Boudewijnkanaal en niet op een mengstaal van het gehele waterlichaam zoals in 2008, dat niet altijd het gehele groeiseizoen in rekening werd gebracht, en dat de gemiddelde chlorofyl a waarde veelal werd overschat doordat waarden onder de detectielimiet gelijk gesteld werden aan $10 \mu\text{g L}^{-1}$, m.a.w. de beoordeling op basis van de chl a waarden uit het verleden was wellicht te streng. De kwaliteit was vóór 2005 nog ontoereikend, vooral door langdurende bloeien in het voorjaar of de zomer (Tabel 13). Vanaf 2005 werden er steeds 2, minder intense en kortstondige, bloeien waargenomen in het voorjaar en de zomer wat resulteerde in een matige kwaliteit. In 2008 werd enkel nog een matige, weinig intense bloei waargenomen en werd het GEP bereikt.

Om de effecten van interannuale klimaatsverschillen uit te vlakken kan de beoordeling best gebaseerd worden op gegevens van 5 opeenvolgende jaren. Dit levert voor het Boudewijnkanaal een ontoereikende kwaliteit op voor de periode 2003-2007.

Tabel 13: Vergelijking van jaarlijkse kwaliteitsscores voor de fytoplanktonmaatlat (chl a-biomassa) voor het Boudewijnkanaal, Dudzeelse brug (2003-2007).

	chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	EQR	EQR norm.	toestand
mei/03	10	0,80	0,88	GEP of hoger
jun/03	95	0,08	0,15	S
jun/03	102	0,08	0,14	S
aug/03	68	0,12	0,21	O
okt/03	20	0,40	0,56	GEP of hoger
eindoordeel '03	59	0,14	0,25	O
apr/04	51	0,16	0,29	O
mei/04	125	0,06	0,12	S
jun/04	18	0,44	0,60	GEP of hoger
aug/04	33	0,24	0,42	M
okt/04	10	0,80	0,88	GEP of hoger
eindoordeel '04	47	0,17	0,31	O
mei/05	43	0,19	0,34	O
jun/05	10	0,80	0,88	GEP of hoger
jul/05	39	0,21	0,37	O
aug/05	17	0,47	0,63	GEP of hoger
okt/05	10	0,80	0,88	GEP of hoger
eindoordeel '05	24	0,34	0,51	M
apr/06	10	0,80	0,88	GEP of hoger
mei/06	10	0,80	0,88	GEP of hoger
jun/06	66	0,12	0,22	O
aug/06	11	0,73	0,84	GEP of hoger
sep/06	82	0,10	0,18	S
eindoordeel '06	36	0,22	0,40	M
apr/07	10	0,80	0,88	GEP of hoger
mei/07	50	0,16	0,29	O
jun/07	10	0,80	0,88	GEP of hoger
jul/07	10	0,80	0,88	GEP of hoger
aug/07	51	0,16	0,29	O
sep/07	10	0,80	0,88	GEP of hoger
eindoordeel '07	24	0,34	0,51	M
eindoordeel 2003-07	37	0,21	0,39	O

5. EFFECTEN VAN HYDROMORFOLOGISCHE DRUKKEN OP DE BEOORDELING

Invloeden van de nuttige doelen op de te verwachten fytoplanktongemeenschappen zijn voor het Boudewijnkanaal en de achterhaven van Zeebrugge vooral te verwachten op het vlak van de aanvoer van nutriënten, verblijftijd en mogelijke pulsen van zoetwater, verstoring van de spronglaag, vertroebeling en golfwerking door bootverkeer en tengevolge sterke en plotse peilvariatie. Er wordt evenwel gesteld dat eventuele effecten van deze nuttige doelen op de fytoplanktonmaatlat gemitigeerd kunnen worden met een aantal maatregelen. Een invulformulier – maatregelenprogramma is als bijlage opgenomen.

5.1. VERSTOREN BODEMSEDIMENT DOOR SCHEEPVAART EN BAGGERACTIVITEITEN

De intensieve gemotoriseerde vaart in de haven kan het gehalte zwevende stoffen doen toenemen, enerzijds door de golfslag die afkalving van de (niet verstevigde) oever veroorzaakt, of door sterkere opwarreling van bodemmateriaal. Beiden spelen in principe vooral een rol in het ondiepere water van het Boudewijnkanaal. Zwevende stoffen kunnen ook aangevoerd worden via aanvoer van oppervlaktewater, maar dit speelt in dit waterlichaam een kleinere rol. Meer zwevende stof in de waterkolom zorgt ervoor dat licht minder diep in het water kan doordringen, wat invloed heeft op de primaire producenten. Fytoplankton is immers afhankelijk van licht voor de fotosynthese. De tijdens dit project verzamelde gegevens toonden evenwel aan dat het vooral fytoplankton zelf is dat fungeert als een belangrijke component van gesuspendeerd materiaal in dit waterlichaam. Lichtlimitatie speelde dan ook geen rol van betekenis voor de fytoplanktonpopulaties van de bovenste waterlaag (boven de halocliene). De Secchi-dieptes waren ook nauwelijks lager in het Boudewijnkanaal in vergelijking met de Achterhaven van Zeebrugge, dus vermoedelijk speelt resuspensie van bodemmateriaal door de scheepvaart slechts een ondergeschikte rol.

Baggeren daarentegen kan, al of niet tijdelijk, een aanzienlijk effect hebben op het onderwaterlichtklimaat waardoor het fytoplankton in zijn produktiviteit wordt beperkt. Dit werd duidelijk in augustus 2008, toen de baggerwerken in het Boudewijnkanaal resulteerden in een grotere bijdrage van particulier materiaal van anorganische aard (bodemsediment) ten opzichte van fytoplankton (Figuur 21).

Baggeren kan ook de fytoplanktonproduktie (kortstondig) stimuleren door een verhoogde vrijstelling van voedingsstoffen aan de waterkolom, wat dikwijls veroorzaakt wordt door de verstoring van de onderwaterbodem. De effecten van deze verhoogde vrijstelling kunnen evenwel teniet gedaan worden door het verminderde lichtklimaat dat met deze resuspensie gepaard gaat. Het is daarbij natuurlijk de vraag of die vrijstelling van nutriënten veel effecten zal hebben op de biota in de waterkolom, waar nutriënten sowieso in overmaat aanwezig zijn. Hoewel vrij lage nutriëntenwaarden werden vastgesteld tijdens deze studieperiode, kon nutriëntenlimitatie op geen enkel moment worden vastgesteld. In die gevallen waar nalevering van nutriënten optreedt vanuit het sediment, kan baggeren (en verwijderen van het voedselrijke sediment) op lange termijn voor een afname van de beschikbare voedingsstoffen zorgen.

Er wordt verwacht dat de effecten van resuspensie van bodemsediment in het vrij diepe en zout-gestratificeerde systeem van de achterhaven slechts een kleine rol spelen voor het aanwezige fytoplankton. Het is niet uitgesloten dat er kortstondige effecten optreden (stimulatie dan wel limitatie van de fytoplanktonproductie), een kwaliteitsbeoordeling van de achterhaven is dan ook niet aangewezen bij het uitvoeren van baggerwerkzaamheden, tenzij deze in de toekomst een constant en inherent onderdeel zouden vormen van de dagelijkse werking van de achterhaven (strijd tegen dichtslibbing).

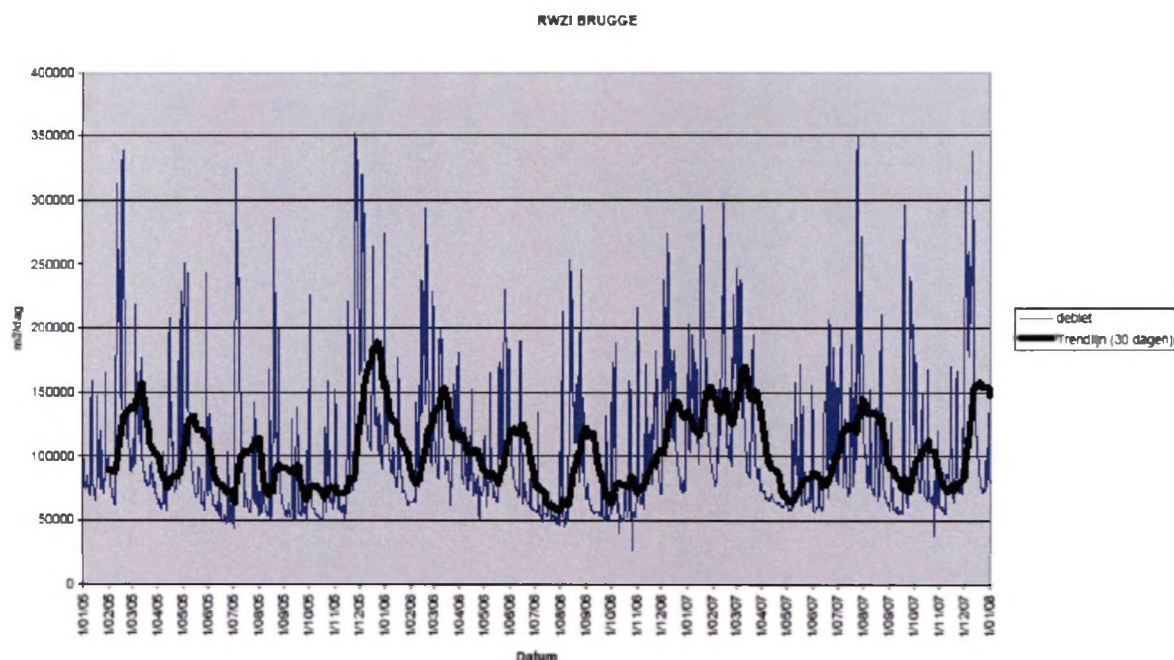
Milderende maatregelen

Daar er tengevolge van baggeren geen eenduidig negatief verband op de maatlat is te verwachten, zijn milderende maatregelen niet direct van toepassing. Een aantal maatregelen die evenwel opwarreling van bodemmateriaal of afkalving van de oevers verminderen, worden nu reeds in het Boudewijnkanaal toegepast. Vanaf 5 augustus 2008 heeft een firma in opdracht van het Departement Mobiliteit en Openbare Werken, afdeling Maritieme Toegang, gedurende drie weken gebaggerd in het Boudewijnkanaal, om de toenmalige diepte van 6 meter te verdiepen tot 7 meter. Helaas werd de gebaggerde specie (naar schatting 40.000 m³) terug uitgestort in zones van het kanaal en het verbindingsdok met een overdiepte zodat er uiteindelijk geen reductie werd bekomen van de hoeveelheid voedingsstoffen in de waterbodem van het kanaal. Ook voor de eventuele opwerveling van bodemmateriaal door de schepen zal dit wellicht minder resultaten hebben opgeleverd, want de bedoeling van deze verdieping was juist de toegang naar de haven van Brugge te verzekeren voor grotere en dieper gelegen zeeschepen. Over enkele jaren zal het Boudewijnkanaal verder verdiept worden naar een profiel welke een waterdiepte van 8,40 meter heeft. Hiertoe zal eerst de westelijke oever van het Boudewijnkanaal verstevigd worden door middel van een metalen damwand. Deze maatregel zal, hoewel weinig esthetisch, in ieder geval afkalving van de oever door golfslag beperken.

5.2. AANVOER VAN NUTRIËNTEN

De lange termijn data van de VMM laten een lichte verbetering zien van een aantal parameters. De hoeveelheid ammonium is sterk afgenomen en ook fosfor lijkt nu minder in de waterkolom aanwezig dan 20 jaar geleden. Voor sommige fytoplanktonbloei-gerelateerde parameters zijn de lange termijn effecten minder duidelijk, hoewel de recente gegevens toch ook wijzen in de richting van een lichte verbetering. Het is helaas niet duidelijk of de trends niet eerder in verband staan met zuiver klimatologische veranderingen (bv. minder warme zomers van de laatste 3 jaar). Bij naleving van de havenreglementen en door het nemen van maatregelen ter voorkoming van waterpollutie bij de verdere uitbouw van de Achterhaven van Zeebrugge worden er geen grote toenames via de industrie verwacht.

Een heikel punt blijft de constante aanvoer van het effluent afkomstig van het RWZI Brugge, dat een capaciteit heeft van 300.000 inwonersequivalenten. Het gaat daarbij om aanzienlijke debieten, in 2007 gemiddeld 111.346 m³ dag⁻¹, met uitschieters tot 350.000 m³ dag⁻¹ (Figuur 33).

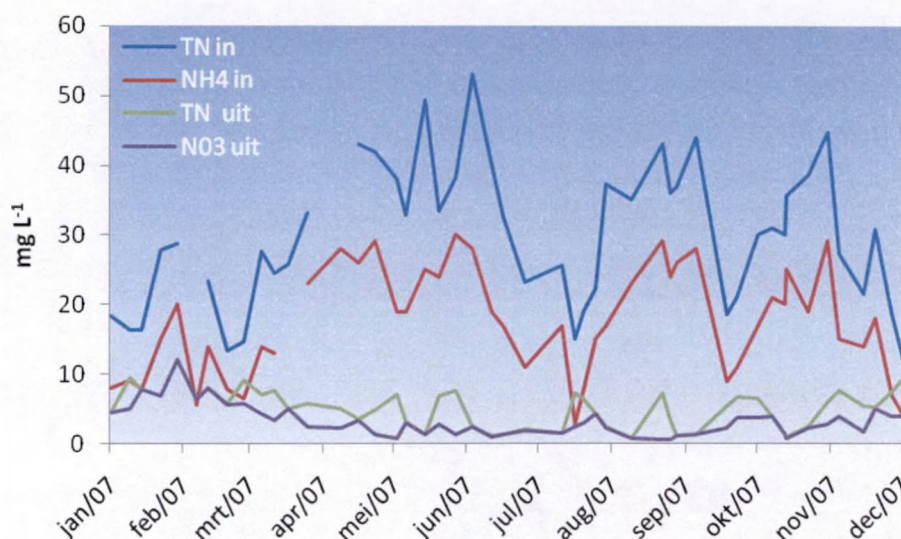


Figuur 33. Debietgegevens ($\text{m}^3 \text{dag}^{-1}$) van het effluent van het RWZI te Brugge dat werd geloosd in het Boudewijnkanaal tijdens de periode 2006-2007 (VMM databank).

In 2007 zat er in het inkomende afvalwater gemiddeld 29,8 mg TN L-1, waarvan ongeveer 60 % bestond uit ammonium (Figuur 34, gegevens VMM databank). Meer dan 80 % van de stikstof kon verwijderd worden, want in het effluent zat gemiddeld 5,1 mg TN L-1, waarvan 65 % nitraat. Ook meer dan 90 % van het aangevoerde fosfor werd verwijderd in het RWZI (respectievelijk gemiddeld 5,7 en 0,53 mg TP L-1 in het in- en uitgaande water). Op jaarbasis (2007) werd door het RWZI Brugge evenwel 207,3 ton stikstof en 21,5 ton fosfor in het Boudewijnkanaal geloosd. De komende jaren zullen in het zuiveringsgebied Brugge nog een aantal optimalisaties aan het bestaande collectorennetwerk uitgevoerd worden, waarbij het verwerkte debiet op de RWZI zal toenemen (en er dus minder overstortwerking naar de omliggende oppervlaktewateren zal gebeuren) maar waarbij de geloosde effluentvracht in het Boudewijnkanaal, bij eenzelfde rendement, lichtjes zal toenemen (mededeling Kris Muylle, VMM).

De concentraties en debieten lijken weinig indien men zich de verdunning met het watervolume van de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal (bijna 46.000.000 m^3) voorstelt. Maar door de zoutgradiënt vormt het effluent met de daarin aanwezige voedingsstoffen vermoedelijk een klein waterlaagje op het zoutere, diepere water. Deze bovenste waterlaag met hogere concentraties aan voedingsstoffen in combinatie met de vrij hoge retentietijd (minstens ongeveer 3 maanden, zie 2.1.5), ligt vermoedelijk aan de basis van de soms hoge fytoplanktonbiomassa's die in het verleden werden aangetroffen in het

Boudewijnkanaal (zie figuur 14). Een hogere golfwerking in de havendokken in combinatie met de effecten van versassingen, kan daar eventueel voor een betere menging met het diepere, zoutere water zorgen.



Figuur 34. Nutriëntenconcentraties in het in- en effluent van het RWZI Brugge in 2007 op basis van wekelijkse analyses door VMM.

Milderende maatregelen

Een aantal maatregelen kunnen de nutriëntengehaltes evenwel verder terugdringen. Die dienen zich in eerste instantie te oriënteren op de aanvoer van het nutriëntenrijke effluent van de RWZI Brugge. Een nog verbeterde tertiaire zuivering in de toekomst zou de stikstof (vooral nitraat)- en fosforconcentraties verder kunnen doen afnemen. De N-verwijdering in de RWZI is een puur biologisch proces en zit mogelijk nu reeds aan haar maximum (mededeling Kris Muylle, VMM). Er zijn evenwel aanwijzingen dat de fytoplanktonproductie vooral gelimiteerd wordt in de hoeveelheid beschikbaar fosfor (zie 3.1.2) en misschien dient men in de toekomst een verdere reductie van de hoeveelheid fosfor in het effluent na te streven. Om eutrofiëringsverschijnselen te bestrijden wordt tegenwoordig eerder fosfor als prioritair aan te pakken element aanzien, in vergelijking met stikstof (Schindler *et al.* 2008). Fosfor wordt nu ook zoveel mogelijk biologisch verwijderd in de RWZI, daarbij ondersteund door een chemische verwijdering. Een groter rendement is misschien mogelijk maar zal meer chemicaliën vragen (mededeling Kris Muylle, VMM).

Baggeren en verwijderen van de nutriëntenrijke sliblaag kan op lange termijn de nalevering van nutriënten uit de sedimentlaag reduceren. Ook het verlagen van de verblijftijd kan zorgen voor een snellere afvoer van voedingsbestanddelen. De verblijftijd van het water zal vermoedelijk sowieso kleiner worden wanneer de huidige toekomstscenario's effectief zullen gerealiseerd worden.

5.3. PEILVARIATIES EN SPRONGLAAG

Dood organisch materiaal bezinkt naar de bodem en hierin opgenomen bouwstoffen worden slechts ten dele opnieuw naar de waterkolom vrijgesteld. Bij het optreden van een spronglaag in diepere waterlichamen, vermindert de beschikbaarheid van nutriënten in het epilimnion gestadig door biologische opname en sedimentatie. Verdwijnt de spronglaag weer, dan worden de in het hypolimnion aanwezige stoffen opnieuw over het hele watervolume verdeeld. Bij verdiepen zal het hypolimniumvolume relatief vergroten en de spronglaag eerder stabiel worden. Door de zoutstratificering van dit waterlichaam en de toevoer van zoet, nutriëntenrijk water via de haven van Brugge en het RWZI zijn de nutriëntenconcentraties mogelijk hoger aan het wateroppervlak in plaats van in de diepere waterlagen. Nutriënten worden dan ook nooit limiterend door het instellen van watergelaagdheid. Bovendien zijn de waterpeilfluctuaties vrij beperkt (zie 2.1.4).

De verhoogde aanwezigheid en exploitatie van bedrijven die zal gepaard gaan met de havenuitbreiding zal zorgen voor een versnelde afwatering door de aanwezigheid van bijkomende verharde oppervlaktes. Uit de berekeningen van de mogelijke effecten van deze versnelde waterafvoer op het waterpeil in de dokken, blijkt dat de verwachte stijging maximaal 2,6 cm zal bedragen (Colpaert *et al.* 2007).

Vermoedelijk spelen peilvariaties dan ook nauwelijks een rol van betekenis voor de aanwezige fytoplanktonpopulaties.

5.4. VERBLIJFTIJD

In de toekomst zal de verblijftijd van het water in dit waterlichaam zeer waarschijnlijk kleiner worden. Er wordt immers meer uitwisseling met zeewater verwacht. Het verlagen van de verblijftijd kan zorgen voor een snellere afvoer van voedingsbestanddelen en een betere menging van de waterlagen waardoor voedingsstoffen beter gespreid worden over de gehele waterkolom. Hierdoor krijgt het fytoplankton minder snel de kans om tot bloei te komen.

REFERENTIES

- Bruno M., Gucci P.M.B., Pierdominici E., Iopollo A. & Volterra L. (1990). Presence of saxitoxin in toxic extracts from *Gonyaulax polyedra*. *Toxicon* 28 (9): 1113-1116.
- Cadée G.C. (1990). Increase of Phaeocystis blooms in the westernmost inlet of the Wadden Sea, the Marsdiep, since 1973. In Lancelot C, Billen G. & Barth H. (eds). Eutrophication and algal blooms in North Sea coastal zones, the Baltic and adjacent areas: prediction and assessment of preventive actions. Water Pollution Research Report, CEC Brussels 12: 105-112.
- Cembella A.D., Lewis N.I. & Quilliam M.A. (2000). The marine dinoflagellate *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) as the causative organism of spirolide shellfish toxins. *Phycologia* 39 (1): 67-74.
- CIW (2008). Ontwerp stroomgebiedbeheerplan voor de Schelde. Openbaar onderzoek 16 december 2008 – 15 juni 2009. Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid, Erembodegem.
- Chiaudani G. & Vighi M. (1974). The N:P Ratio and Tests with *Selenastrum* to Predict Eutrophication in Lakes. *Water Research* 8: 1063-1069.
- Colpaert R., Koert D., Wittevrongel C., Busschots C., Kerckaert P. & Duthieuw D. (2007). MER-uitbouw Zuidelijke Achterhaven Zeebrugge. NV Belconsulting, Tielt, 290 pp.
- Crawford R.E. & Allen G.H. (1977). Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106, 105-109.
- De Bock D., Van Wichelen J. & Sabbe K. (2008). Phytoplankton biomonitoring of the Belgian coastal zone in the context of the EU Water Framework Directive. Project MM/WB/KRW-003, UG, Gent.
- De Blauwe H. (1999). Waterkwaliteit van de Zeebrugge achterhaven en het Boudewijnkanaal op basis van metingen uit 1996, 1997 en 1998. *De Strandvlo* 19(4): 158-175.
- De Breuck W., De Moor G., Marechal R. & Tavernier R. (1974). Diepte van het grensvlak tussen zoeten zout water in de freatische laag van het Belgische kustgebied (1963-1973). Schaal 1/100.000. Swim 4.
- De Breuck W., Vercruysse M. & Monteyne J. (1992). Verzilting van het Boudewijnkanaal. Studierapport BECEWA V.Z.W., Gent, 45 pp.
- Degans H., Kellens W., Michielsens S., Thomas P., Vanhille A., Vanneuville W. & Verhaegen W. (2007). Milieuraapport (MIRA) Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verstoring van de waterhuishouding, Vlaamse Milieumaatschappij, 112 pp.
- Dharani G., Abdul Nazar A.K., Kanagu L., Venkateshwaran P., Kumar T.S., Ratnam K., Venkatesan R. & Ravindran M. (2004). *Current Science* 87 (7): 990-994.
- Golterman H. L. & Clymo R. S. (1969). Methods for chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook 8. Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- Grasshoff K. (1976). Determination of nitrate and nitrite. In: Grasshoff, K. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, New York.
- Gysels H. (1972). Hamsters Handboekje voor Vervuild Vlaanderen. De vrienden van het Schoolmuseum M. Thiery v.z.w., Gent, 152 pp.
- Kerckhof F., Haelters J. & Gollasch S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2 (3): 243-257.
- Koeman R.P.T., Brochard C.J.E., Fockens K., de Keijzer-de Haan A., Verweij G.L. & Esselink P. (2005). Biomonitoring van fytoplankton in de Nederlandse zoute wateren 2004. Bureau Koeman & Bijkerk, Haren.

- Koeman R.P.T., Brochard C.J.E., Fockens K., de Keijzer-de Haan A., Verweij G.L. van Wezel R., Berg G.J. & Esselink P. (2006). Biomonitoring van fytoplankton in de Nederlandse zoute wateren 2005. Bureau Koeman & Bijkerk, Haren.
- Koroleff F. (1976). Determination of ammonia, phosphorus and silicon. *In*: Grashoff, K. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, New York.
- Kroupova H., Machova J. & Svobodova Z. (2005). Nitrite influence on fish: a review. *Vet. Med. – Czech* 50 (11): 461-471.
- Lancelot C., Ruddick K. & Daro M-H. (2007). Advanced Modeling and Research on Eutrophication (Amore II). Scientific support plan for a sustainable development policy Part 2: Global change, Ecosystems and Biodiversity (SPSD II), BELSPO, Final report EV/19, Brussels.
- Lock K., Van Wichelen J., Packet J. Simoens I., Van Looy K., Louette G., Warmoes T. & Denys L. (2007). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor 5 een aantal Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – partim Kessenich en partim Heerenlaak. Eindverslag VMM.AMO.KRW.ECOPOTMeren, INBO, Brussel.
- Meire P., Vincx M. & Van Cleemput E. (2007). Typology, Reference condition and Classification of the Belgian coastal waters (Refcoast). Scientific support plan for a sustainable development policy Part 2: Global change, Ecosystems and Biodiversity (SPSD II), BELSPO, Final report EV/40, Brussels.
- Menden-Deuer S. & Lessard E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45: 569-579.
- Nagels A., Schneiders A., Weiss L. & Wils C. (1994). Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse Gewest. Polders en de Gentse Kanalen. Studieopdracht uitgevoerd aan de U.A. in opdracht van AMINAL, afdeling Water.
- Pavela-Vrančić M., Meštrović V., Marasović I., Gillman M., Furey A. & James K.J. (2002). DSP toxin profile in the coastal waters of the central Adriatic Sea. *Toxicon* 40: 1601-1607.
- Rhodes L., McNabb P., de Salas M., Briggs L., Beuzenberg V. & Gladstone M. (2006). Yessotoxin production by *Gonyaulax spinifera*. *Harmful Algae* 5: 148-155.
- Riccardi M., Guerrini F., Roncarati F., Milandri A., Cangini M., Pigozzi S., Riccardi E., Ceredi A., Ciminiello P., Dell'Aversano C., Fattorusso E., Forino M., Tartaglione L. & Pistocchi R. (2008). *Gonyaulax spinifera* from the Adriatic sea: Toxin production and phylogenetic analysis. *Harmful Algae*, *in press*.
- Sherr E.B. & Sherr B.F. (1993). Preservation and Storage of Samples for Enumeration of Heterotrophic Protists. *In* Handbook of methods in aquatic microbial ecology, P.F. Kemp, B.F. Sherr, E.B. Sherr & J.J. Cole (Eds.). CRC Press, Boca Raton : 207-212.
- Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker B.R., Paterson M.J. Beaty K.G., Lyng M. & Kasian S.E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS* 105 (32):11254-11258.
- Smayda T. J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. *In* Granéli E., B. Sundström, L. Edler & D. M. Anderson (eds.). Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier, New York, Amsterdam, London: 29-40.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002). CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca NY, USA), 500 pp.

- Uhlig, G. and Sahling, G., 1990. Long-term studies on *Noctiluca scintillans* in the German bight: population dynamics and red tide phenomena. *Netherlands Journal of Sea Research* 25(1/2): 101-112.
- Tauw Infra Consult (1992). Eutrofiëringsonderzoek Boudewijnkanaal. Studierapport in opdracht van VMM, Bestuur Meetnetten en Planning, 33 pp + bijlagen.
- Van Damme S., Van Hove D., Ysebaert T., de Deckere E., Van den Bergh E. & Meire P. (2003). Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macrozoöbenthos, macro-algen en angiospermen voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport ECOBE 03-R54, UA, Wilrijk.
- van den Berg M.S. (2004). Achtergrondrapportage referenties en maatlatten fytoplankton. Rapportage van de expertgroep fytoplankton. Versie oktober 2004. STOWA-rapport, 41 pp.
- Vanden Bulcke M., Rommens R. & Dehaene L. (2006). Het bekkenbeheerplan van de Brugse Polders: deel 3 (Functietoekenning) – werkdocument van het voorontwerp van het bekkenbeheerplan. Project dynamisering bekkenwerking, AMINAL, Afdeling Water.
- Vanden Bulcke M., Rommens R., Dehaene L., Schelkens J., D'hont D. & Van den Belt K. (2007). Het bekkenbeheerplan van de Brugse Polders: deel Actie- en maatregelenprogramma – werkdocument van het ontwerp van het bekkenbeheerplan, Project Dynamisering bekkenwerking, VMM, 124 pp.
- van der Molen D.T. & Pot R. (2007). Referenties en concept-maatlatten voor meren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. STOWA 2004-42A, update februari 2007, Utrecht.
- Van Meel L. (1963). Etudes hydrobiologiques sur les eaux saumâtres de Belgique. V. Les aux saumâtres de Heyst-Zeebrugge. Période 1950-1951. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique* 39 (40). 29 pp.
- Vansteelandt P. (2008). Een gebrek aan zoet water, gekoppeld aan een sluipende verzilting, maakt van een verbreding van het Schipdonkkanaal een onhaalbaar Project. Digitale nota (<http://www.tgrootgedelf.be/download/schipdonk20080315.pdf>), 12 pp.
- Van Thuyne, G., Belpaire, C., Guns, M. & B. Denayer, Mei 1995. Monitoring van de vispopulaties en de visvleeskwaliteit op het Boudewijnkanaal. IBW.Wb.V.R.94.031
- Van Thuyne G. & Breine J. (2007). Visbestandopnames op het Boudewijnkanaal (2006). INBO.R.2007.34. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 18 pp.
- Van Wichelen J., Denys L., Lionard M., Dasseville R. & Vyverman W. (2005). Ontwikkelen van scores of indices voor het biologische kwaliteitselement fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water. Eindrapport VMM.AMO.SCALDIT.fytoplanktonstudie, Ugent.
- Verhaegen K., Couderé K., Wauters E., Neuteleers C., Thys P., Versieren J., Darras I., Devriendt K. & Verbeeck L. Het strategisch HavenInfrastructuurproject in de westelijke achterhaven van Zeebrugge – SHIP. Kennisgeving plan MER. Resource Analysis, Technum NV, Antwerpen, België, 127 pp.
- Wetzel R.G. (2001). Limnology. Lake and river ecosystems. Academic Press.
- Woloszynska, J. & Conrad, W. (1939). *Pyrodinium phoneus* n. sp., agent de la toxicité des moules du canal maritime de Bruges a' Zeebrugge. *Bull. Mus. Hist. Nat. Belg.*, 15: 1-5.
- Wright S.W. & Jeffrey S.W. (1997). High-resolution HPLC system for chlorophylls and carotenoids of marine phytoplankton. In S.W. Jeffrey, R.F.C. Mantoura & S.W. Wright (eds.). *Phytoplankton pigments in oceanography*, 327-341.

BIJLAGE MAATREGELENPROGRAMMA

Invulformulier – Maatregelenprogramma

NR maatregel	
Titel maatregel	Reductie van externe en eventueel interne nutriëntentoevoer (P, N) in de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal.
<u>Beschrijving van de maatregel</u> In 2007-2008 werd het GEP voor fytoplankton in de Achterhaven van Zeebrugge en het Boudewijnkanaal behaald. Het behalen van het GEP in de toekomst zal grotendeels worden beïnvloed door de aanvoer van nutriënten. De belangrijkste aanvoer gebeurt momenteel via het nutriëntenrijke effluent van de RWZI Brugge en in mindere mate via plaatselijke overstorten van rioolwater. In de toekomst zal nog meer afvalwater worden verwerkt in deze RWZI en zullen de debieten van het effluent en de hoeveelheid toegevoegde nutriënten in dit waterlichaam stijgen. Er zijn indicaties dat het fytoplankton in het groeiseizoen door fosfor wordt gelimiteerd. In eerste instantie dient men een reductie in de hoeveelheid fosfor te betrachten door een verbeterde tertiaire zuivering binnen deze RWZI. Aanvoer van nutriënten kan ook via nalevering uit de waterbodem gebeuren. De kwaliteit van de onderwaterbodem in het Boudewijnkanaal is slecht, over nalevering van nutriënten uit de waterbodem is evenwel niets gekend. Hier wordt best het voorzichtigheidsprincipe toegepast, m.a.w. een verstoring van de onderwaterbodem (resuspensie) tracht men best zoveel mogelijk te vermijden. Dit is vooral van belang tijdens baggerwerkzaamheden waar heden baggerslib van plaatsen die men wenst te verdiepen (het Boudewijnkanaal) gewoon wordt teruggestort op plaatsen waar momenteel een overdiepte aanwezig is. Preferentieel wordt dit vervuilde baggerslib uit het systeem verwijderd. Verdiepen kan ook een positief effect hebben omdat de verstoring van de waterbodem door de scheepvaart verkleint.	

Typeren van maatregel

Behoort tot maatregelengroep		Groep 7B en Groep 8B	
De maatregel is ook relevant voor de volgende groep(en) maatregelen			
Relevante waterbeheerkwestie		De toestand van het OW beschermen en verbeteren	
Type en subtype brongerichte maatregelen X - huishoudens ☐ - industrie ☒ - handel en diensten ☒ - nutsvoorzieningen ☒ - landbouw ☐ - andere diffuse bronnen ☒ - specifiek beleid gevaarlijke stoffen ☒ - beperken en vermijden van calamiteiten ☒ - overige ☐ Eventueel relevante stoffen specificeren N, P, pesticiden			
Beheermaatregelen X		- baggeren / ruimen ☒ - maaibeheer oever ☐ - maaibeheer bodemvegetatie ☐ - visstandsbeheer : bepoten / introductie ☐ - ifv ander beschermde watergebonden dier- en plantensoorten ☐ - actief peilbeheer ☒ - grondwaterkwantiteitsbeheer ☐ - grondwaterkwaliteitsbeheer ☐ - overige ☐	
Inrichtingsmaatregelen X		- oeverinrichting ☐ - hermeandering ☐ - ifv continuïteit ☐ - wetlands of estuariene natuur ☐ - (actieve) overstromingsgebieden ☐	

		- hydraulische maatregelen	X
		- morfologisch – breedte – diepte	X
		- in afgebakende / beschermde gebieden	☐
		- overige	☐
Maatregelen ivm saneringsinfrastructuur	X		
Overige maatregelen	☐	- uitvoeren van onderzoek	X
		- sensibilisering	X
		- financiële maatregelen	X
		- overige	☐
<u>Eventuele opmerkingen ivm typering maatregel</u>			

Implementatie van maatregel

Basis of aanvullende maatregel	Aanvullend
Indien basismaatregel, Status van de maatregel	
Indien reeds in (gedeeltelijk) uitvoering Beschrijving van stand van uitvoering	Er is reeds een verbetering merkbaar in de nutriëntenstatus van het waterlichaam
Indien reeds gepland/in uitvoering, In welk plan/wetgeving is/wordt de maatregel opgenomen?	
Indien nog te implementeren, Timing van de implementatie van de maatregel (jaartal)	
Timing van het effect van de maatregel na implementatie	0-3 jaar
Schaalniveau van de implementatie van de maatregel	Bekken
Schaalniveau van het effect van de maatregel	(groep van) OWL
Ervaring met de maatregel	praktijkervaring
Hoe wordt de maatregel geïmplementeerd ? Met welke "instrumenten" ? (KRLW Bijlage VI deel B) - wetgevingsinstrumenten; ☐ - administratieve instrumenten; ☐ - economische of fiscale instrumenten; ☐ - in onderhandeling tot stand gekomen milieuovereenkomsten; ☐ - emissiebeheersingsmaatregelen; ☐ - gedragscodes; ☐ - scheppen van nieuwe en herstellen van bestaande waterrijke gebieden; ☐ - onttrekkingsbeheersingsmaatregelen; ☐ - vraagregulerende maatregelen, onder andere bevordering van aangepaste landbouwproductie, zoals het telen van weinig water behoevende gewassen in aan droogte onderhevige gebieden; ☐ - efficiency- en hergebruiksmaatregelen, onder andere de bevordering van waterefficiënte technologieën in de industrie en waterbesparende irrigatietechnieken; ☐ - constructieprojecten; ☐ - ontziltingsinstallaties; ☐ - rehabilitatieprojecten; ☐ - kunstmatige aanvulling van watervoerende lagen; ☐ - educatieve projecten; ☐ - projecten op het gebied van onderzoek, ontwikkeling en demonstratie; ☐ - overige relevante maatregelen. ☐ Specificeer de overige maatregelen	
<u>Eventuele opmerkingen ivm implementatie maatregel</u>	

Doelgroep

Welke doelgroep wordt er gevat ?			
- huishoudens	☐	- landbouw	☐
- industrie	X	- transport	X
- handel en diensten	X	- toerisme en recreatie	☐
- nutsvoorzieningen	X	- overheid	☐
- andere	☐		
Welke doelgroep draagt de financiële lasten ?			
- huishoudens	☐	- landbouw	☐
- industrie		- transport	☐
- handel en diensten	☐	- toerisme en recreatie	☐
- nutsvoorzieningen	☐	- overheid	☐
- andere	☐		
Initiatiefnemer			
Bijkomende initiatiefnemer			
<u>Eventuele opmerkingen ivm doelgroep</u>			

Kostprijs

Kwantitatieve inschatting van kostprijs	
Investeringskost per eenheid (gemiddelde kostprijs of range min/max)	
Economische levensduur (afschrijftermijn in jaren)	
Operationele kostprijs per eenheid per jaar (gemiddelde kost of range min/max)	
Onzekerheid op kosteninschatting	laag
Dimensie van de eenheid	IE
Aantal eenheden	Aantal IE
Kwalitatieve inschatting van kostprijs	
Middelmatig	
<u>Eventuele opmerkingen ivm kostprijs</u>	
Een nog verbeterde tertiaire waterzuivering kan eventueel met beperkte middelen reeds worden uitgevoerd, de kostprijs voor baggeren is mss hoog en het resultaat onzeker (sterk afhankelijk van de gebruikte techniek,...)	

Milieuwinst / effect

Kwalitatieve inschatting van effect	
<u>Effect op de OW kwaliteit - Luik fysico-chemie</u>	groot effect
<u>Effect op de OW kwaliteit - Luik chemie (oa halen van reductiedoelstellingen)</u>	groot effect
<u>Effect op de OW kwaliteit - Luik ecologie /hydromorfologie</u>	groot effect
<u>Effect op de OW kwantiteit (oa gevolgen van overstromingen beperken en input van grondwater naar base flow, grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen, standplaatsverdroging...)</u>	
Geen effect	
<u>Effect op de waterbodem</u>	verbeterde
waterzuivering: klein effect	
Baggeren: groot effect	
<u>Effect op zwevende stof gehalte</u>	
groot effect	
<u>Effect op de GW kwaliteit</u>	
geen effect	
<u>Effect op de GW kwantiteit</u>	
geen effect	
<u>Andere effecten</u>	
<u>Onzekerheid op effectinschatting</u>	middelmatig
<u>Eventuele opmerkingen ivm effectinschatting</u>	

Randvoorwaarden

Inschatting van de **slaagkans van de maatregel** op basis van maatschappelijke consequenties mbt

- gevolgen voor de lastenverdeling
- gevolgen voor specifieke sectoren als landbouw en industrie
- budgettaire beperkingen
- maatschappelijk draagvlak
- gevolgen voor economische ontwikkeling
- gevolgen voor de ruimtelijke ordening
- eventuele technische beperkingen

Het doel is een nader inzicht te krijgen in de haalbaarheid en betaalbaarheid.

Climate check

- 1) Is de maatregel nog (kosten-)effectief onder een veranderend klimaat? Ja
- 2) Draagt de maatregel bij tot adaptatie?
Ja
- 3) Heeft de maatregel een negatief effect op het klimaat (bvb. door hoger energieverbruik, verhoogde uitstoot broeikasgassen, ...)? Nee
- 4) Gaat het om een 'no regret' maatregel?
ja

MER check

Een beoordeling van de mogelijk aanzienlijke milieueffecten aan de hand van 5 punten schaal voor de volgende aspecten

- de gezondheid en veiligheid van de mens;
- de ruimtelijke ontwikkeling;
- de biodiversiteit;
- de fauna en flora;
- de energie- en grondstoffenvoorraden;
- de bodem;
- het water;
- de atmosfeer;
- de klimatologische factoren;
- het geluid;
- het licht;
- de stoffelijke goederen;
- het cultureel erfgoed met inbegrip van architectonisch en archeologisch erfgoed;
- het landschap;
- de mobiliteit;
- en de samenhang tussen deze factoren.

Een tekstuele beschrijving

- ivm de hinder die men kan verwachten bij het implementeren van de maatregel.
- Ivm aanbevelingen voor milderende maatregelen

Info ivm eventuele methodieken (modellen) om de milieueffecten in te schatten

Algemene opmerkingen

Opmerkingen

Informatiebronnen

