

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60  
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	81006
Undernummer:	II
Løpnummer:	1472
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: VURDERING AV RENSEKRAV FOR UTSLIPP AV KOMMUNALT AVLØPSVANN TIL SJØRESIPIENTER Rapport 3. Om bestämning av et kloakutsläpps influensområde	Dato: 25. 4. 1983
Forfatter(e):  <i>Anders Stigebrandt</i>  <i>Oceanografiske Institutionen, Göteborg</i>	Prosjektnummer: 81006
	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 30

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

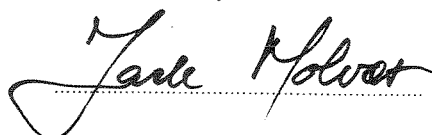
Ekstrakt:

I rapporten utreds hur storleken av ett kloakutsläpps influensområde varierar med några fysiska och biologiska/kemiska parametrar. En enkel plymmodell för utsläppet utvecklas. Planktontillväxten i enskilda plympaket studeras under några olika fysiska/kemiska/biologiska förhållanden i recipienten. Från modellresultaten konkluderas att de fysiska förtunnings- och transportprocesserna är av avgörande betydelse för influensområdets storlek. Den presenterade modellen för plympaket föreslås utgöra grundelementet i framtida modeller för bestämning av påverkan av kloakutsläpp på recipienter.

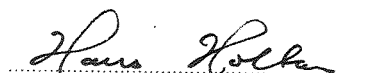
4 emneord, norske:
1. Kommunalt avløpsvann
2. Primærproduksjon
3. Plantenæringsalter
4. Modell
Sjøresipienter
Rensekrav
Rapport 3

4 emneord, engelske:
1. Municipal sewage
2. Primary production
3. Plant nutrients
4. Model

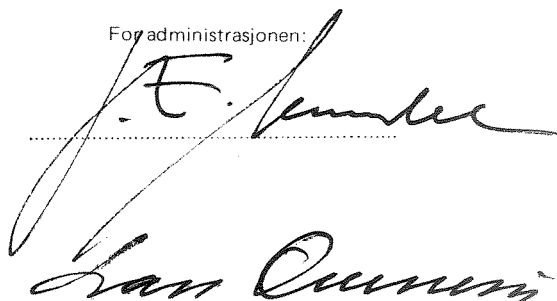
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



Føyd administrasjonen:



ISBN 82-577-0604-3

## FÖRORD

Föreliggande rapport redovisar en del av NIVA's arbete på projektet "Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjöresipienter". Detta projekt genomföres av NIVA och NHL efter uppdrag från Statens Forurensningstilsyn.

Rapporten redovisar en fysisk oceanografs försök att strukturera problemet att prognosticera verkan av ett kloakutsläpp på en given recipient. Många fysiska och biologiska/kemiska processer är involverade vilket gör problemet mycket komplext. I denna rapport har speciellt utretts vilken betydelse som några av de fysiska och biologiska parametrarna har för storleken av ett kloakutsläpps influensområde.

Ett för en forskare bra projekt skall vara både stimulerande och lärorikt. Med denna definition på ett bra projekt har detta projekt för undertecknad varit ett mycket bra projekt. Avslutningsvis vill jag ta tillfället i akt att tacka mina kollegor Jarle Molvær och Jan Magnusson dels för inbjudan att delta i projektarbetet och dels för den konstruktiva kritik som de bistått mig med under arbetets gång.

Anders Stigebrandt

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	Sida:
FÖRORD	II
1. INLEDNING	1
2. EN ENKEL PLYMMEDELL FÖR YTUTSLÄPP AV KLOAK	9
3. NÅGRA MODELLRESULTAT	18
4. BETYDELSEN AV DEN FYSISKA MILJÖN	25
5. AVSLUTANDE KOMMENTARER	28
LITTERATUR	30

## FIGURFÖRTECKNING

Figur nr:

1. Paket av kloakplymen, genererat under tidsintervallet $(t_0 - \Delta t/2, t_0 + \Delta t/2)$ vid två senare tillfällen	10
2. Figuren visar effekten av olika planktonkoncentration i omgivningen för fallen ( )' = $(\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3})$ och ( )''' = $(\alpha_r/c_{p0} = 10^{-5})$ med $s = 100$ i båda fallen. Notera att $c_p/c_{p0}$ -kurvorna för de två fallen är nära identiska för korta tider.	18
3. Figuren visar effekten av olika blandningsförhållanden i recipienten för fallen ( )' = $(s=100)$ och ( )''' = $(s=1)$ med $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$ i båda fallen.	19
4. Relativa planktonkoncentrationen i plymen $(\alpha/\alpha_r)$ som funktion av tiden för $s = 1$ och $s = 100$ ( $c_{pr} = 0$ ). "Slutkoncentrationen" i plymen (vid tiden $\tau_r$ ) för de tre fallen i Fig. 2 och 3 visas av pilarna.	20
5. Figuren visar effekten av sedimentation vid stor blandning ( $s'=100$ ) för fallen ( )' = $(w_s/H = 0)$ och ( )' <sup>s</sup> = $(w_s/H = k'/2)$ då $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$ .	21
6. Figuren visar effekten av sedimentation vid liten blandning ( $s'=1$ ) för fallen ( )''' = $(w_s/H = 0)$ och ( )''' <sup>s</sup> = $(w_s/H = k'/2)$ då $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$ .	22

## 1. INLEDNING.

### Problembeskrivning.

Om man skall kunna prognosticera ett utsläpps verkan på en recipient måste man veta hur recipienten fungerar. För ett utsläpp som består av biologiskt aktiva ämnen måste man känna till hur berörda ekologiska system reagerar på dessa ämnen i de koncentrationer som kan vara aktuella. Detta i sin tur kräver att man känner recipientens fysik, kemi och biologi. Vi har ännu ej tillgång till fullständiga ekologiska modeller men har förhoppningsvis tillräckligt goda kunskaper om vissa viktiga fysikaliska och biologiska egenskaper hos ekosystemen för att en diskussion av utsläpp i olika typer av recipienter skall vara meningsfull. I denna rapport diskuteras endast vissa effekter av utsläpp av närsalter från kloak.

Negativa verkningar av kloakutsläpp i fotiska zonen (ytvattnet), såsom ökad beväxning i strandzonen och ökad grumlighet i vattnet kan ibland ses t.o.m. med blotta ögat. Möjliga negativa verkningar är emellertid inte begränsade till endast den fotiska zonen. Vid bakteriell nedbrytning av organiskt material åtgår i vattnet löst oxygen. Om nedbrytningen sker i den fotiska zonen innebär detta ofta inte något större problem eftersom den fotiska zonen normalt är mättad m.a.p. löst oxygen, dels genom gasutbyte med atmosfären och dels genom att oxygen frigöres vid primärproduktionen. De tyngre vattenmassor som befinner sig under ett ytskikt med lägre densitet är, genom den hämmande effekt på vertikala transporter som densitetsskiktningen utövar, nästan helt avskurna från gasutbyte med havets ytskikt. Om alltför stora mängder organiskt material tillföres sådant "djupvatten"

kan oxygenkoncentrationen för organismerna bli kritiskt låg. Djupvattnet i fjordar är i många fall speciellt utsatt eftersom eventuella trösklar dessutom förhindrar horisontellt vattenutbyte (advektion).

Det är framförallt följande fyra negativa effekter som man vill undvika att framkalla vid kloakutsläpp

- 1) ekologiska förändringar i ytvattnet (samt på hårda och mjuka bottnar i littoralzonen, något som emellertid ej diskuteras i denna rapport)
- 2) ekologiska förändringar i djupvattnet genom ökad nedbrytning av organiskt material (minskat oxygeninnehåll)
- 3) försämring av förhållandena på och i botten genom nedslamning (ansamling av papper, skräp, organiskt material mm. från kloaken)
- 4) spridning av tarmbakterier i ytvattnet (effekter av hygienisk natur beröres emellertid ej närmare i denna rapport)

#### Undvikande av lokala problem. Djupinlagring av kloak.

Under de senaste decennierna har man ofta försökt att lösa det lokala utsläppsproblemet genom att göra utsläppet sådant att så litet som möjligt av de biologiskt aktiva ämnena har kunnat nå den fotiska zonen i recipienten. I djupare vattenområden med vertikal densitets-skiktning är det vanligtvis möjligt att under långa perioder inlagra kloakutsläpp under den fotiska zonen. En förutsättning som måste uppfyllas för att det inlagrade kloakvattnet inte skall nå den fotiska zonen i recipienten är att det kontaminerade skiktet advekteras ut ur systemet på en nivå under fotiska zonen. Detta ställer speciella krav på den storskaliga cirkulationen i recipienten. Denna tekniska lösning med inlagring under den fotiska zonen är, då den fungerar som avsett, en lösning av det lokala problemet. Det bör tilläggas

att även de hygieniska aspekterna på kloakutsläpp ofta har bidragit vid valet av djupinlagring.

Om det inlagrade utsläppet är fritt från nedbrytbart organiskt material så undvikes dessutom förändringar i djupvattnet. Höga koncentrationer av närsalter kan emellertid ha negativ effekt (höga koncentrationer av t.ex. ammonium har toxisk verkan) varför djupinlagring i vissa tillfällen måste kombineras med rening. Om vi bättre än hittills kunde beräkna verkan av kloakutsläpp, med olika kombinationer av reningsgrad/inlagringsdjup, på de ekologiska systemen skulle vi kunna optimera utsläppen av kloak m.a.p. miljö/ekonomi.

#### Kloakutsläppets influensområde.

För att kunna jämföra storlekarna av naturliga och artificiella tillskott av organiskt material/närsalter till en recipient måste vi dels veta vilken geografisk omfattning det vattenområde har vilket skall betraktas som recipient (kloakutsläppets influensområde) och dels känna cirkulationen i recipienten. Vi måste också känna den "naturliga" fördelningen av organiskt material/närsalter. Även om flera kopplingar finns mellan fotiska zonen och djupvattnet, kan man diskutera dem var för sig eftersom föroreningsproblematiken i de två ekosystemen delvis är väsensskild. I denna rapport koncentrerar vi oss på den fotiska zonen där problematiken framförallt gäller stor tillförsel av närsalter.

Det kan ofta vara svårt att definiera hur stort det område kring avloppet skall vara vilket skall betraktas som recipient vid jämförelsen mellan storlekarna av naturliga och artificiella tillflöden av

närsalter/organiskt material ("belastningsbudget"). Tar vi ett alltför stort område i beaktande kommer de artificiella tillskotten kanske alltid att vara försumbara jämfört med de naturliga. Beaktar vi å andra sidan endast ett litet område kring utsläppet kan de artificiella tillskotten dominera stort. Att en korrekt bestämning av influensområdets storlek är helt avgörande för utfallet av en belastningsbudget är ett nästan trivialt konstaterande. Trots detta ägnas denna fråga ofta liten eller ingen uppmärksamhet vid uppgörande av belastningsbudgetar. Oftast avgränsas recipienten genom att en begränsningslinje utan närmare överväganden ritas in på sjökortet och därmed går man vidare i arbetet.

Det är naturligtvis i de vattenmassor som får ett tillskott av avloppsvatten som vi primärt kan förvänta ekologiska förändringar (vi bortser här från effekter på hårda och mjuka bottnar i littoralzonen). Det är alltså i första hand dessa som är intressanta. I vissa fall kan en sådan vattenmassa möjligen vara väl avgränsad geografiskt, såsom fallet kanske är i små fjordar med liten vertikal tvärsnittsarea i mynningen. I andra fall, såsom i öppna kustlägen existerar det definitivt inte någon fix geografisk hemort för en sådan vattenmassa.

Avloppsvattnet tillför fotiska zonen närsalter. Växter av olika slag utnyttjar de tillförda näringsämnena vilka förbrukas samtidigt som den levande massan ökar. Effekterna av kloakutsläpp är vanligtvis av helt olika karaktär i dåligt resp. bra ventilerade områden. I det väl ventilerade området injiceras närsalterna i ständigt "nytt" vatten. De växtplankton som råkar befinna sig i det vatten som får ett tillskott av närsalter kan blomma upp. Ett stycke nedströms utsläppet har närsalterna förbrukats och biomassan har ökat men några bestå-

ende förändringar i vattenmassans ekosystem behöver ett måttligt tillskott förmodligen ej ge upphov till. I ett dåligt ventilerat område däremot är det i stort sett samma vattenmassa som ständigt får ta emot avloppsvattnet. Växtplankton i denna vattenmassa befinner sig alltså mer eller mindre ständigt i det påverkade området. Detta kan förmodligen leda till kvalitativa förändringar av näringskedjan (artsammansättning, artrikedom) och därmed av energiflödet genom denna jämfört med det opåverkade systemet. I så fall har ekologiska förändringar åstadkommit av avloppsvattnet.

#### Allmänt om ekologiska modeller.

Den enklaste formen av biologisk modell för den fria vattenmassan är uppbyggd kring en fysisk modell. Denna, vilken förväntas ge advektiva och diffusiva transporter, salthalt, temperatur och belysning, kompletteras med en kemisk/biologisk modell. De grundläggande kemiska parametrarna är koncentrationen av närsalter (innehållande kväve och fosfor). De biologiska parametrarna är fytoplankton, zooplankton och bakterier, både levande och döda. Närsalterna kan förekomma både lösta i vattnet och bundna i det organiska materialet. Organiskt material kan sjunka ner under fotiska zonen och eventuellt ansamlas på botten. Redan i fotiska zonen samt under fallet och i bottensedimentet sker remineralisering av närsalterna vilka därigenom till en del återigen upptages av vattnet. I grunda områden där vattendjupet är mindre än djupet av fotiska zonen kan en stor del av närsalterna redan under samma produktionssäsong återgå till fria vattenmassan och där medverka vid ytterligare primärproduktion. I djupa områden däremot går en del av närsalterna först till ett vattenskikt under den fotiska zonen och endast så småningom, om vertikalcirkulationen är gynnsam för detta, kan närsalterna nå ytskiktet. Det bör därför vara väsentlig



skillnad i modellering av ett område beroende på om detta är djupt eller grunt.

En sådan modell som skisserats ovan kan beskriva hur fytoplankton produceras då närsalter finns tillgängliga i fotiska zonen med ljus- och temperaturförhållanden som reglerande parametrar. Tillväxten av zooplankton (genom betning av fytoplankton) kan också modelleras. Om modellen inte diskriminerar mellan olika arter av fytoplankton och zooplankton resp. användes i modellen "medelegenskaper" hos resp. planktonslag eller eventuellt egenskaper hos en dominerande art. Om modellen inte skiljer mellan olika arter av plankton kan den heller inte förutsäga förändringar i artsammansättning. Under förutsättning att de fysiska processerna kan modelleras på ett adekvat sätt bör en sådan modell kunna förutsäga förändringar i produktionens storlek till följd av ändringar i tillförseln av närsalter.

Eftersom en del närsalter kan recirkulera från det organiska materialet (antingen via nedbrytning av dött organiskt material redan i vattnet i fotiska zonen eller på botten i samma zon om det är grunt, eller från exkrementer eller annat läckage från levande organismer) finns det inget enkelt samband mellan total primärproduktion i en viss volym över en bestämd tidsperiod och till volymen under samma period tillförda mängd närsalter plus minskning i lagret av närsalter i volymen.

Arbetet i denna rapport.

Utläggningen ovan antyder att problemet att prognosticera verkan av kloakutsläpp är mycket komplicerat. Den typ av biologiska modeller som skisserats i föregående avsnitt (sk vattenkvalitetmodeller) är mycket komplexa och deras eventuellt lyckade användning är starkt beroende av att recipientens hydrodynamiska processer kan modelleras.

En del av de biologiskt viktiga processerna sker på mycket små (molekylära) skalor och till stor del inuti växter och djur. Det är dessa biologiska processer som den biologisk-kemiska delen av de ovannämnda vattenkvalitetmodellerna modellerar. Dessa processer kan delvis studeras isolerade under kontrollerade former i laboratoriet. Det kan emellertid vara vanskligt att överföra resultaten till naturliga system. Övriga biologiskt viktiga processer gäller fördelningen av närsalter, plankton mm i tid och rum och de sker till en stor del på mycket större skalor. Det är recipientens fysiska transport-och blandningsegenskaper som i stort reglerar dessa fördelningar. I en meningsfull vattenkvalitetmodell bör rimligen alla första ordningens effekter vara korrekt modellerade innan andra ordningens effekter medtages osv. Eftersom modellering av processer på molekylskalan i princip är lättare att göra än modellering av processer på större skalor, där turbulenta processer är viktiga, är det ganska klart att många vattenkvalitetmodeller haltar betänkligt genom att den fysiska (hydrodynamiska) modelleringen är underutvecklad jämfört med den biologisk-kemiska. Detta gäller speciellt för modeller som appliceras på områden med stora horisontella gradienter där de storskaliga transportprocesserna knappast med säkerhet kan modelleras ens till första ordningen. Under

sådana förhållanden är det tämligen meningslöst att kombinera en förfinad biologisk-kemisk modellering med en knappt rudimentär fysisk (hydrodynamisk) modell. Endast i sådana områden där horisontella gradienter är små (dvs långt från alla koncentrerade källor) synes det vara meningsfullt att använda de förfinade biologiska modeller som idag står till buds.

Recipienter av kloak uppvisar ofta stora horisontella gradienter och därmed blir de fysiska transport- och blandningsprocesserna mycket viktiga för de biologiska förlopp som orsakas av kloakutsläpp. Detta demonstreras tydligt i de följande kapitlen där en modell för kloakutsläpp vid havsytan utvecklas. Modellen beskriver tidsutvecklingen i enskilda s.k. plympaket. I ljuset av de resultat som där redovisas förefaller en vidareutvecklad plymmodell vara ett lämpligt och adekvat redskap att använda vid bedömningar av verkan av kloakutsläpp på recipienter.

## 2. EN ENKEL PLYMMEDELL FÖR YTUTSLÄPP AV KLOAK.

Vi har i det inledande kapitlet pekat på att det som regel är omöjligt att med enkla metoder avgöra hur stort det område är vilket skall betraktas recipient. Vi påpekade att, om vi håller oss till pelagiska ekosystem, det är i de vattenmassor som fått tillskott av kloakvatten som ekologiska förändringar, primärt kan uppstå.

Om kloakutsläpp göres vid ytan i fotiska zonen är det framförallt två processer som bidrar till att sänka koncentrationen av närsalter i utsläppsplymen. Dels är det primärproduktionen vid vilken det förbrukas närsalter, dels är det blandningsprocesser (både naturliga och artificiella) genom vilka närsaltfattigt vatten inblandas i det närsaltrika kloakvattnet. De naturliga blandningsprocesserna är ofta intimt kopplade till de naturliga advektionsprocesserna.

Vi tänker oss ett system med utsläpp i fotiska zonen. Efter initialblandning advekeras avloppsvattnet bort från utsläppsområdet samtidigt som de naturliga blandningsprocesserna ombesörjer ytterligare utspädning. För att undersöka några grundläggande biologiska effekter i recipienten orsakade av kloakutsläppet och betydelsen av olika fysiska processer följer vi det paket av kloakplymen som genererades under tidsintervallet  $(t_0 - \Delta t/2, t_0 + \Delta t/2)$ . Genom biologisk aktivitet (primärproduktion) binds bl.a. närsalter i organisk form. Närsalterna upptas av plankton i relativt fixa proportioner. Således upptas, i medeltal, kväve- och fosforatomer i proportionen 16:1 (Redfield, 1934). I den enkla modell som vi skall utveckla här antas närsalterna finnas i överskott och vi väljer, helt godtyckligt, att studera fosfor men

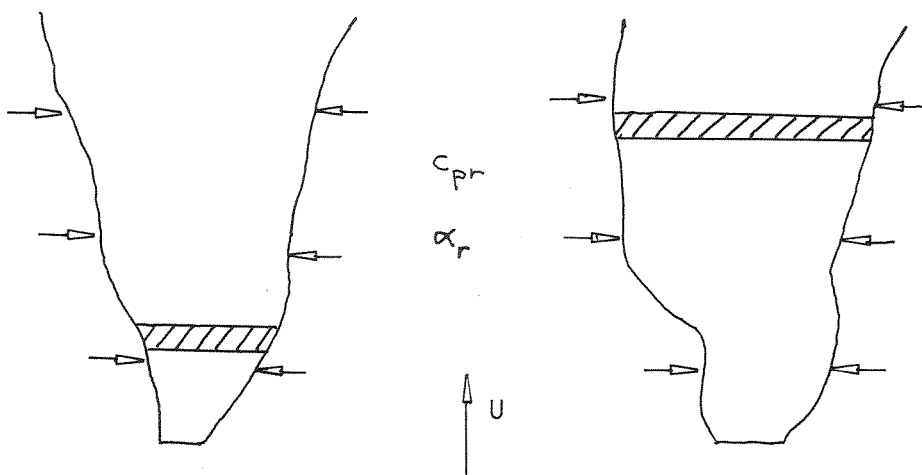


Fig. 1. Paket av kloakplymen, genererat under tidsintervallet  $(t_0 - \Delta t/2, t_0 + \Delta t/2)$  vid två senare tillfällen. Kunde lika väl valt kväve. Oorganiskt fosfor betecknar vi med  $PO_4$ , organiskt bundet fosfor betecknas med P.

Vi studerar ett paket av kloakplymen, se Fig. 1. Mängden  $PO_4$  i paketet kan öka genom inblandning från omgivande vatten (koncentration  $c_{pr}$ ) samt minska genom planktons konsumtion. (Vi bortser här alltså från tillförseln av  $PO_4$  genom remineralisering av organiskt material i paketet). Vi har då

$$(1) \quad \frac{dPO_4}{dt} = c_{pr} \frac{dQ}{dt} - k'P$$

där  $dQ/dt$  är paketets volymsökning/tidsenhet samt  $k'$  är tillväxtkonstanten för plankton ( $1/k' \sim$  delningstiden, under denna sker en e-faldig ökning av antalet plankton).  $k'$  varierar med flera yttre faktorer, se t.ex. Kremer och Nixon (1978). Grundläggande är att celldelningshastigheten varierar med temperaturen. Under i övrigt optimala

förhållanden sker ungefär 1 celldelning/dygn vid temperaturer kring några plusgrader (Celcius) medan uppemot 2,5 celldelningar/dygn kan ske vid temperaturen +20°C. (Detta ger  $k' = \ln 2 \approx 0,7$  resp.  $k' = 2,5 \times \ln 2 \approx 1,8$ ).

En annan faktor som är av yttersta vikt för planktonpopulationens tillväxt är tillgången på närsalter. Tillväxten anses för låga närsaltkoncentrationer vara hyperboliskt beroende av närsaltkoncentrationen. Tillväxtens beroende av närsaltkoncentrationen kan beskrivas med tillväxtfaktorn  $G$  vilken har sitt maximala värde,  $G_{MAX}$  ( $\approx 1$ ) för höga närsaltkoncentrationer och har värdet  $1/2$  för en viss närsaltkoncentration (halvmättnadskoncentrationen, betecknas t.ex. för fosfor  $PO_4(1/2)$ , och motsvarande för kväve, kisel m.fl.).  $G$  brukar beskrivas med ett s.k. Monod-uttryck vilket för exempelvis fosfor lyder  $G = G_{MAX}(PO_4/(PO_4(1/2) + PO_4))$ .

Ljusförhållandena är ytterligare en viktig faktor för planktonpopulationens tillväxt. En funktion som beskriver tillväxtens ljusberoende kan införas. Denna har sitt maximala värde ( $=1$ ) i ett ganska brett intervall. För låga ljusintensiteter går funktionsvärdet mot noll. För höga ljusintensiteter sjunker funktionsvärdet (fotosyntesinhibition). Då fytoplanktonkoncentrationen är stor kommer belysningen längre ner i en vattenpelare på grund av detta att vara reducerad (självsuggning). Denna effekt kan medtagas i mer sofistikerade modeller. Sådana kan också inkludera effekter av planktons aklimatisering till en i tiden varierande belysning. I vår modell kommer vi att anta att tillväxtfaktorerna är konstanta så att  $k'$  också kan betraktas som konstant för de korta tidsrymder som det här är fråga om ( $\sim 1$  vecka).

Mängden organiskt bundet fosfor,  $P$ , i paketet ändras genom tillförsel från omgivningen genom inblandning (levande plankton från omgivningen, koncentration  $\alpha_r$  blandas in i plymen) samt genom tillväxt. Plankton har högre specifik vikt än vattnet och kan därför falla ur paketet. Om ingen vertikal omblandning sker kommer så småningom såväl paketet som omgivningen att helt sakna plankton. Omblandningen, normalt ombesörjd av vinden, är alltså helt nödvändig för att plankton skall hålla sig kvar i fotosynteszonen. Fytoplanktons sjunkhastighet,  $w_s$ , varierar från art till art och tycks i estuarier typiskt vara av storleksordningen 1 m/dygn (se Steemann-Nielsen (1976) och Kremer och Nixon (1978)). Om fallhastigheten är  $w_s$ , paketets tjocklek är  $H$  och planktonkoncentrationen i paketet är homogen får vi för ändringen av  $P$  m.a.p. tiden

$$(2) \quad \frac{dP}{dt} = \alpha_r \frac{dQ}{dt} + k'P - \frac{w_s}{H} P$$

Eftersom vi studerar ett transient förlopp som sker på en relativt kort tidsskala bortser vi tills vidare från effekter som kommer in på längre tidsskalor såsom herbivorerens avbetning av växtplanktonpopulationen.

För att studera ett så renodlat system som möjligt sätter vi tills vidare  $dQ/dt = \text{konstant} = c$  samt, för enkelhets skull,  $t_0 = 0$ . Vi inför också beteckningen  $k$  definierad genom  $k = k' - w_s/H$ . Ekv. (2) har då lösningen

$$(3) \quad P = P_0 e^{kt} + \frac{\alpha_r c}{k} (e^{kt} - 1)$$

där  $P_0$  är mängden organiskt fosfor i paketet just efter initialblandningen ( $t_0 = 0$ ). Detta organiska fosfor antas bestå helt och hållet av plankton som blandats in i plymen från omgivningen under initialblandningen. Således har vi

$$(4) \quad P_0 = \alpha_r Q_0$$

där  $Q_0$  är paketets volym vid tiden 0. Vi inför beteckningen  $l$  för vattenpaketets tillväxthastighet, definierad genom  $l = c/Q_0$  där  $l^{-1}$  alltså är "förökningstiden" för vattenpaketet. Vi inför också  $s = l/k$  som alltså, om  $w_s = 0$ , är kvoten mellan "biologiska" och fysiska (blandning) tidsskalorna. Ekv. (3) kan då skrivas

$$(5) \quad P = \alpha_r Q_0 \left\{ e^{kt} + s(e^{kt} - 1) \right\}$$

Vi antar att omgivande vatten är utblottat på närsalter, dvs  $c_{pr} = 0$ .

Integrering av Ekv. (1) ger med hjälp av Ekv. (5)

$$(6) \quad PO_4 = PO_{40} \left[ 1 - s \frac{k'}{k} \frac{P_0}{PO_{40}} \left\{ \frac{s+1}{s} (e^{kt} - 1) - kt \right\} \right]$$

där  $PO_{40}$  är mängden  $PO_4$  i paketet vid  $t = 0$ . Närsaltkoncentrationen  $c_p$  är



$$(7) \quad c_p = \frac{PO_4}{Q}$$

där  $Q$  är paketets volym:  $Q = Q_0 + ct$ . Med hjälp av Ekv. (6) fås

$$(8) \quad c_p = c_{p0} \left[ \frac{1 - s \frac{k'}{k} \frac{\alpha_r}{c_{p0}} \left\{ \frac{s+1}{s} (e^{kt} - 1) - kt \right\}}{1 + skt} \right]$$

där  $c_{p0} = PO_{40}/Q_0$  och  $P_0/PO_{40} = (\alpha_r Q_0)/(c_{p0} Q_0) = \alpha_r/c_{p0}$ . Den tid det tar för kloaknärsalterna att förbrukas betecknar vi med  $\tau_r$ . Således bestämmas  $\tau_r$  av

$$(9) \quad s \frac{k'}{k} \frac{\alpha_r}{c_{p0}} \left\{ \frac{s+1}{s} (e^{k\tau_r} - 1) - k\tau_r \right\} = 1$$

Vi har här antagit att produktionen ej störs av brist m.a.p. andra viktiga parametrar såsom andra näringsämnen, ljus, värme etc. Vi kommer i fortsättningen att kalla  $\tau_r$  för (den primära) influenstiden.

För kommande räkneexempel kan det vara förnuftigt att normalisera  $P$ ,  $PO_4$  och  $c_p$  på följande sätt:

$$(5') \quad \frac{P}{PO_{40}} = \frac{\alpha_r}{c_{p0}} \left\{ e^{kt} + s(e^{kt} - 1) \right\}$$

$$(6') \quad \frac{PO_4}{PO_{40}} = 1 - s \frac{k'}{k} \frac{\alpha_r}{c_{p0}} \left\{ \frac{s+1}{s} (e^{kt} - 1) - kt \right\}$$

$$(8') \quad \frac{c_p}{c_{p0}} = \frac{1 - s \frac{k'}{k} \cdot \frac{\alpha_r}{c_{p0}} \cdot \left\{ \frac{s+1}{s} (e^{kt} - 1) - kt \right\}}{1 + skt}$$

Koncentrationen av fytoplanktonfosfor i plymen,  $\alpha = P/Q$ , är en ur vattenkvalitetsynpunkt intressant parameter. Med hjälp av Ekv. (5') och  $Q = Q_0 + ct$  finner man att

$$(10) \quad \frac{\alpha}{\alpha_r} = \frac{e^{kt} + s(e^{kt} - 1)}{1 + skt}$$

där  $\alpha_r$  är omgivningskoncentrationen av fytoplanktonfosfor. Relativa koncentrationsändringar beror således ej av initialkoncentrationen av oorganiskt fosfor (eller  $\alpha_r/c_{p0}$ ). Orsaken till detta är naturligtvis den att fytoplanktons tillväxt i denna modell ej är en funktion av fosfatkoncentrationen. Tidsskalekvoten,  $s$ , dominerar tidsutvecklingen. Eftersom  $\tau_r$  är en funktion av  $\alpha_r/c_{p0}$ ,  $s$  och  $k$ , se Ekv. (9), kommer den relativa slutkoncentrationen (vid tiden  $\tau_r$ ) av organiskt fosfor i plymen,  $\alpha(\tau_r)/\alpha_r$ , att bero på samtliga uppräknade parametrar.

#### Effekter på siktdjupet.

Attenuationskoefficienten för ljus,  $r$ , beror bl.a. på planktonkoncentrationen men också av vattnets optiska egenskaper samt av koncentrationerna av oorganiskt material (lerpartiklar) och lösta ämnen (t.ex. gulämne). Definitionsmässigt har man att

$$(11) \quad I_z = I_0 e^{-rz}$$

där  $I_z/I_0$  är kvoten mellan belysningen på djupet  $z$  resp. vid havsytan. Attenuationskoefficienten varierar med ljusets våglängd. Den attenuationskoefficient som vi arbetar med här är våglängdsintegrerad över den synliga delen av spektrat. För havsvattnet i uppvällningsområdet utanför Peru gäller, enligt Walsh (1975), att  $r = 0,16 + 0,0053 N + 0,039 N^{2/3}$  där  $N$  är fytoplanktonkväve ( $\mu\text{gat } N/1$ ). Bidraget 0,16 är "bakgrundsvärdet" av attenuationskoefficienten och bestäms alltså av andra parametrar än plankton. Därför varierar bakgrundsvärdet från område till område. Om vi antar att i plankton upptaget kväve och fosfor förhåller sig som 16:1 (atomförhållande) får vi

$$(12) \quad r = 0,16 + 0,085\alpha + 0,25\alpha^{2/3}$$

där  $\alpha$  är fytoplanktonfosfor ( $\mu\text{gat } P/1$ ).

Erfarenhetsmässigt vet man att siktdjupet,  $D$ , är ungefär  $0,4z(0,01)$  där  $z(0,01)$  är det djup där  $I_z/I_0 = 0,01$ . Vi får då för  $D$

$$(13) \quad D = \frac{1,84}{0,16 + 0,085\alpha + 0,25\alpha^{2/3}}$$

Detta uttryck för  $D$  är framtaget med det enda syftet att möjliggöra ett kvalitativt studium av siktdjupsförändringar, orsakade av planktonblomningen, i kloakplymen. För kvantitativa tillämpningar måste bakgrundskoefficienten och övriga koefficienter bestämmas för aktuellt

område och tidpunkt på året (olika planktonslag kan dominera under olika tider).

Sedimentation av plankton.

Mängden plankton som sedimenterar ur plympaketet är av betydelse för oxygenförbrukningen i djupvattnet. Mängden plankton som faller ur plympaketet fr.o.m. utsläppstidpunkten ( $t = 0$ ) och fram till tiden  $t$  är

$$(14) \quad SED = \int_0^t \frac{w_s}{H} P dt'$$

Detta gäller under förutsättning att plymen hela tiden hålles välblandad (främst genom vindens försorg i djupa vattenområden) så att planktonkoncentrationen i paketet är homogen. Ekv. (4) kan integreras m.h.j.a. Ekv. (5) och man erhåller

$$(15) \quad SED = \frac{w_s \alpha_r Q_0}{H K} \left\{ (S+1) (e^{kt} - 1) - s k t \right\}$$

eller, efter normalisering med  $PO_{40}$ ,

$$(15') \quad \frac{SED}{PO_{40}} = \frac{w_s \alpha_r}{H K C_{p0}} \left\{ (S+1) (e^{kt} - 1) - s k t \right\}$$

I nästa kapitel skall vi studera egenskaper hos några olika plymer.

### 3. NÅGRA MODELLRESULTAT.

I detta kapitel skall vi kommentera några av de resultat som modellen genererar. Vi ser först på det fall då planktons fallhastighet är försumbar ( $w_s = 0$ ). Då är  $k = k'$ . I detta fall stannar kloak-fosfor i plymen men binds successivt i plankton. Alltså:

Planktons fallhastighet försumbar, dvs.  $k = k'$ .

Omgivningen antas sakna närsalter ( $c_{pr} = 0$ ). Fig. 2 visar betydelsen av omgivningens planktonkoncentration. Två fall behandlas, båda med  $s = 100$  (stark blandning). I det ena fallet är kvoten mellan koncentrationerna av organiskt fosfor i det inblandade vattnet resp.

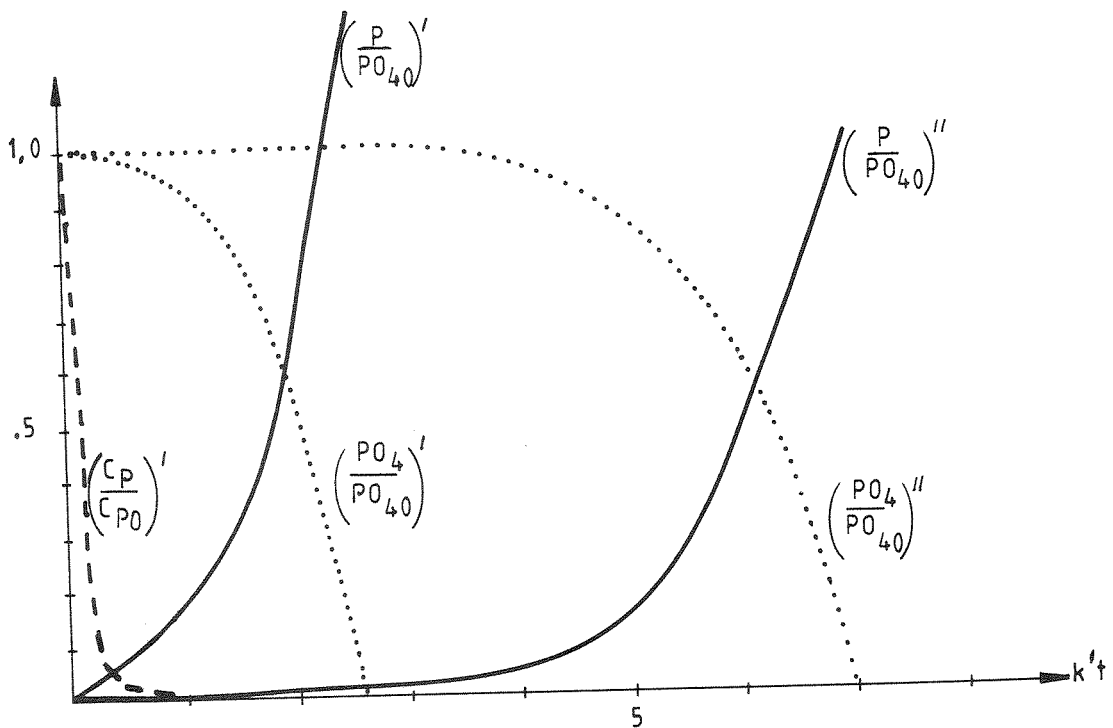


Fig. 2. Figuren visar effekten av olika planktonkoncentration i omgivningen för fallen ( )' = ( $\alpha_r/c_{PO} = 10^{-3}$ ) och ( )'' = ( $\alpha_r/c_{PO} = 10^{-5}$ ) med  $s = 100$  i båda fallen. Notera att  $c_P/c_{PO}$ -kurvorna för de två fallen är nära identiska för korta tider.

oorganiskt fosfor i utsläppsplymen just efter initialblandningen ( $\alpha_r/c_{p0}$ ) satt till  $10^{-3}$  (hög planktonkoncentration) och i det andra fallet är kvoten satt till  $10^{-5}$  (låg planktonkoncentration). Figuren visar tydligt hur den höga koncentrationen av plankton i omgivningen medverkar till att kraftigt nedbringa  $\tau_r$ . På grund av den korta tidsskalan för blandning (s stor) dominerar koncentrationsändringen av oorganiskt fosfor med tiden ( $c_p/c_{p0}$ -kurvan) fullständigt av blandningen (fysiska förtunningsprocesser).

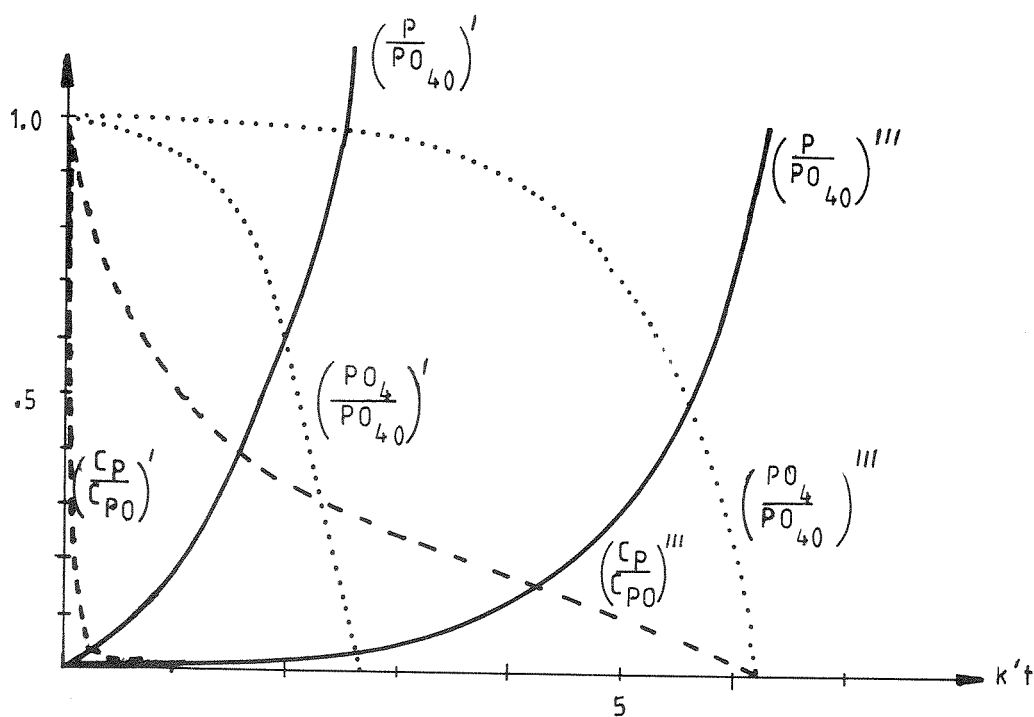


Fig. 3. Figuren visar effekten av olika blandningsförhållanden i recipienten för fallen (') = ( $s = 100$ ) och (''') = ( $s = 1$ ) med  $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$  i båda fallen.

Fig. 3 visar betydelsen av fysiska förtunningsprocesser. Ett fall med  $s = 100$  (stor blandning) och ett med  $s = 1$  (liten blandning) behandlas, båda med  $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$ , dvs samma planktonkoncentration i omgivningen för båda fallen. Den svaga inblandningen i  $s = 1$ -fallet förlänger  $\tau_r$  kraftigt. I detta fall med liten inblandning sker också koncentrationsminskningen av oorganiskt fosfor ( $c_p/c_{p0}$ -kurvan) långsamt

och den biologiska effekten är klart synlig i  $c_p/c_{p0}$ -kurvans senare del. De i Fig. 2 och 3 redovisade beräkningarna illustrerar Ekv. (9) och visar att  $\tau_p$  (i  $k't$ -enheter) bestäms av  $s$  och  $\alpha_r/c_{p0}$ . Absoluta värdet av  $\tau_p$  (i dygn) beror dessutom av storleken av  $k'$ .

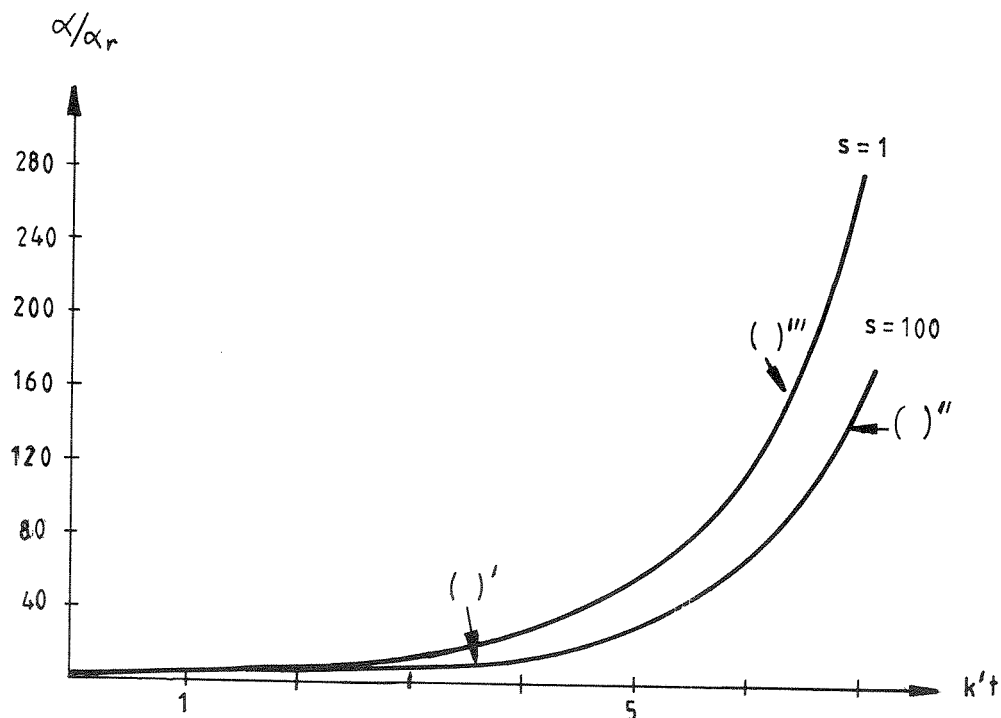


Fig. 4. Relativa planktonkoncentrationen i plymen ( $\alpha/\alpha_r$ ) som funktion av tiden för  $s = 1$  och  $s = 100$  ( $c_{pr} = 0$ ). "Slutkoncentrationen" i plymen (vid tiden  $\tau_p$ ) för de tre fallen i Fig. 2 och 3 visas av pilarna.

För de ovan beskrivna fallen finner man att  $\alpha/\alpha_r$  (kvoten mellan planktonkoncentrationerna i och utanför plymen) ökar från 1 till ca 5 under tiden  $\tau_p$  om  $s = 100$  och  $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$ ; från 1 till ca 130 om  $s = 1$  och  $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-3}$  och från 1 till ca 150 för  $s = 100$  och  $\alpha_r/c_{p0} = 10^{-5}$ , se Fig 4. Relativa slutkoncentrationen i plymen  $\alpha(\tau_p)/\alpha_r$ , tycks alltså minska med ökande  $s$  och ökande  $\alpha_r/c_{p0}$ .

Vi skall också se något på siktdjupet i plymen för fallet  $\alpha_t/c_{PO} = 10^{-3}$ . Om  $\alpha_t = 0,1 \mu\text{gat/l}$  och  $s = 100$  ändras siktdjupet i plymen från maximalt 8,3 m (vid  $t = 0$ ) till minimalt 5,1 m (vid  $t = \tau_t$ ). För  $\alpha_t = 0,4 \mu\text{gat/l}$  blir motsvarande siffror 5,6 och 2,5 m resp.

Fallhastigheten ej försumbar.

Vi skall nu se något på det mer allmänna fallet då fallhastigheten ej kan försummas. Om kloakplymen bildar ett tunt skikt, dvs  $H$  är liten, kan plankton med stor fallhastighet och/eller långsam reproduktion ( $k'$  liten) inte utnyttja den i plymen tillgängliga resursen av närsalter om  $k (= k' - w_s/H)$  för dessa plankton blir negativ (de faller ur plymen innan de har "hunnit" att föröka sig). Sådana

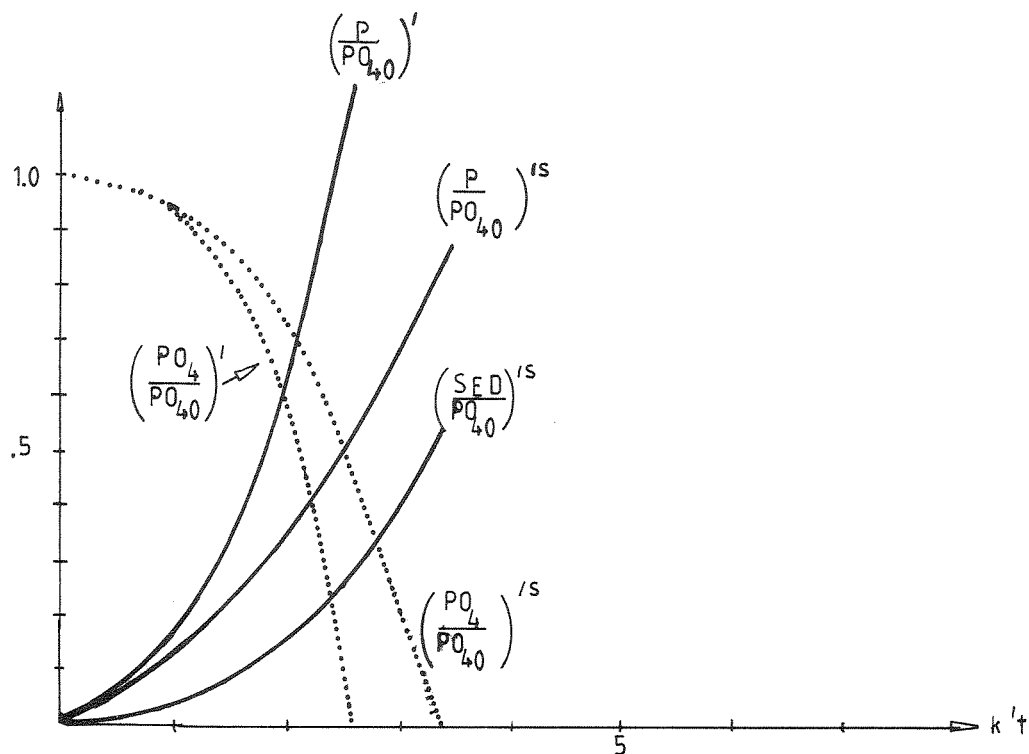


Fig. 5. Figuren visar effekten av sedimentation vid stor blandning ( $s' = 100$ ) för fallen  $( )' = (w_s/H = 0)$  och  $( )'^S = (w_s/H = k'/2)$  då  $\alpha_t/c_{PO} = 10^{-3}$ .



tunna skikt gynnar alltså plankton med liten fallhastighet och/eller snabb reproduktion. Om sådana plankton finns i omgivningen kan de tänkas få dominans i plymen även om de inte har det i omgivningen.

För att studera ett fall där fallhastigheten ej är försumbar sätter vi  $w_s/H = k'/2$  dvs  $k = k'/2$ . För  $s$  får vi  $s = l/k = 2l/k' = 2s'$ . För att kunna jämföra våra tidigare fall med detta fall konstaterar vi att  $s = 100$  (1) i tidigare fall motsvarar  $s = 200$  (2) i detta fall så att  $s'$  har samma värde i jämförbara fall.

Från Fig. 5 och 6 finner vi att  $\tilde{\tau}_T$  ökar då sedimentationen ej är försumbar. I figurerna har vi också ritat in hur mycket plankton

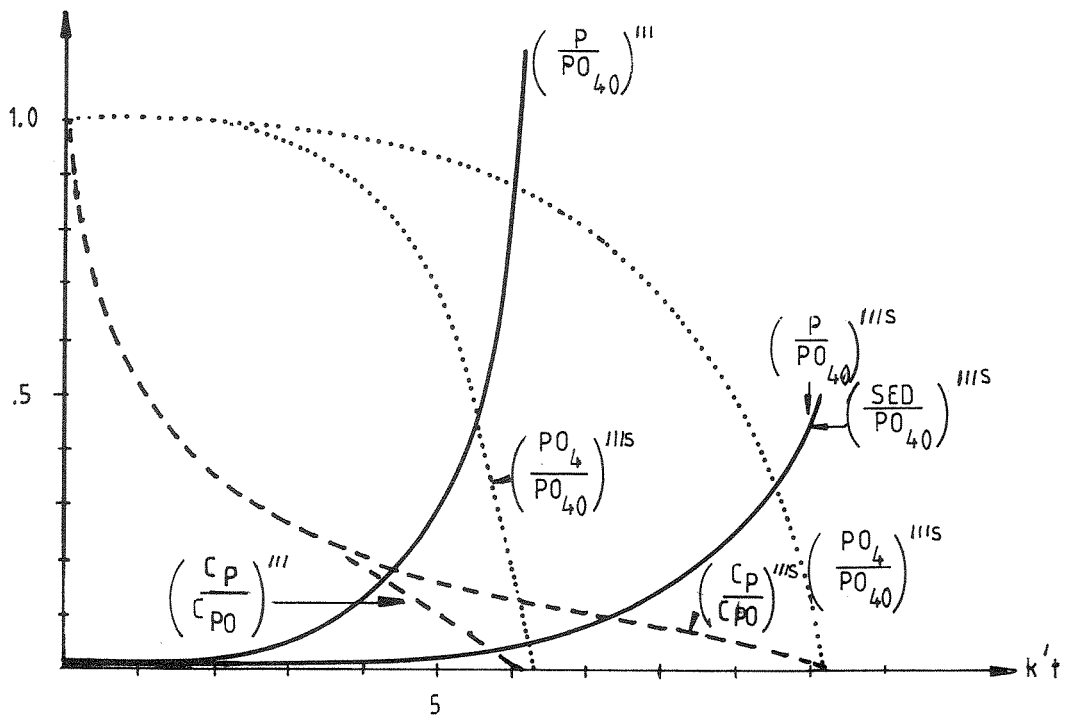


Fig. 6. Figuren visar effekten av sedimentation vid liten blandning ( $s' = 1$ ) för fallen ( )'''' = ( $w_s/H = 0$ ) och ( )'''' = ( $w_s/H = k'/2$ ) då  $\alpha_T/c_{PO} = 10^{-3}$ .

som har sedimenterat vid tiden  $k't$  (SED/ $PO_{40}$  -kurvan). För fallet med stark inblandning ( $s' = 100$ ) finns mer plankton i plymen än som har sedimenterat. Merparten av plankton förs i detta tillfälle således ut utanför det primära influensområdet. I fallet med svag inblandning ( $s' = 1$ ) har, för  $t \leq \tau_r$ , ungefär hälften av planktonmängden sedimenterat. Således sedimenterar här hälften av alla plankton i det primära influensområdet. Från figurerna ser vi att planktonkoncentrationen alltid är lägre i fallet med icke-försumbar sedimentation än i fallet med försumbar sedimentation.

Vid tiden  $\tau_r$  upphör planktonpopulationen att växa därför att kloaknärsalterna har förbrukats. Tiden mellan utsläpp och  $\tau_r$  har vi kallat den primära influenstiden. Ett plympaket skiljer sig emellertid från den ostörda omgivningen ytterligare en god stund efter tiden  $\tau_r$  p.g.a. överkoncentration av (nu svältande) plankton. Tiden mellan  $\tau_r$  och en senare tidpunkt, då överkoncentrationen av plankton (genom sedimentation och inblandning av vatten i sitt "naturliga" tillstånd) sjunkit under ett visst värde, kan vi kalla den sekundära influenstiden. Den sekundära influenstiden bör vara av storleksordningen  $\tau_r$  så att totala influenstiden är, tumregelmässigt,  $2\tau_r$ .

Omgivningens koncentration av närsalter ej noll.

Då omgivningens (recipientens) koncentration av närsalter ej är noll sker, med beskrivningen i denna modell, lika snabb tillväxt i recipienten som i plymen (såvida inte andra faktorer skiljer). Vår nuvarande modell är därför ej lämpad för studier av detta fall. För att meningsfullt studera detta fall bör den efter Ekv. (1) (i denna uppsats) diskuterade tillväxtfaktorn,  $G$ , införas. Detta kommer att göras i nästa version av denna modell.

Kommentarer.

Den enkla modell som utvecklats här ger en del viktig information som antas vara kvalitativt tillämpbar också på naturliga system. Några viktiga punkter sammanfattas nedan.

1)  $\tau_r$  och därmed kloakutsläppets primära influensområde beror starkt av koncentrationen,  $\alpha_f$ , av fytoplankton i plymens omgivning. Ju större  $\alpha_f$  är desto kortare blir  $\tau_r$ . I ett område där vatten från plymen kan recirkulera kan  $\alpha_f$  förväntas vara onormalt stor och en intensiv blomning kan förväntas redan kort tid efter initialblandningen.

Recirkulation, advektiv eller diffusiv, kan alltså leda till kraftig blomning i området nära utsläppet. Om avloppsvattnet recirkuleras i ett dåligt ventilerat område kan ett "inverterat reningsverk" uppstå i det instängda området (de oorganiska närsalterna omvandlas till organisk form i ett litet område).

2) Ju större inblandningen är desto kortare blir  $\tau_r$ .

3) Förändringen i siktdjup blir mindre ju bättre blandningsegenskaper recipienten har. Observera att denna slutsats gäller endast då recirkulation ej förekommer.

4) Om närsalterna från kloakutsläppet lagras in i ett tunt skikt vid havsytan kommer plankton med snabb reproduktion och/eller liten fallhastighet att gynnas. Detta betyder att ett plankton som är i minoritet i omgivningen kan tänkas få dominans i kloakplymen.

5) Inlagring av kloakutsläppet i tunna skikt vid havsytan ger en relativt stor  $\tau_r$  men också ett relativt stort nedfall av plankton till djupvattnet i primära influensområdet.

- 6) I en kloakplym utan fysisk recirkulation får zooplankton liten betydelse på korta tidsskalor. Speciellt i områden med litet  $\sigma_t$  (liten naturlig blandning) bör zooplankton vara av underordnad betydelse för korta tidsskalor (de få zooplankton som kommer in från omgivande vatten kan inte äta upp växtplankton i den takt som dessa produceras).
- 7) Kloakutsläppet kan ha en sekundär effekt bortom  $\sigma_t$ . En stor, svältande planktonpopulation kan naturligtvis medföra betydande effekter bl.a. på vattenkvalitet (siktdjup) i yt-skiktet och oxygenförbrukning i djupvattnet.
- 8) Eftersom tillväxten av plankton också beror av belysningen kommer kloaknärsalterna uppenbarligen att sprida sig över ett mycket stort område under vintern då belysningen är otillräcklig för fotosyntes.

#### 4. BETYDELSEN AV DEN FYSISKA MILJÖN.

Vi har konstaterat att ett kloakutsläpps primära influensområde (egentligen influenstid  $\tau$ ) är starkt beroende av koncentrationen av plankton ( $\alpha$ ) i det omgivande vattnet. Ökande värden på  $\alpha$  ger minskande influensområde. I ett område som befinner sig i ett opåverkat tillstånd varierar  $\alpha$  under året på ett sätt som bestäms av de naturliga variationerna i bl.a. ljus- och temperaturförhållanden samt närsalttillgången. Skiktningsförhållanden och avbetning kommer in som modifierande faktorer. Om recirkulation av plymvatten förekommer i en recipient kommer  $\alpha$  för det vatten som blandas in i plymen att vara förhöjt över sin naturliga nivå. Influensområdet minskar därmed samtidigt som absoluta koncentrationen,  $\alpha$ , av plankton i plymen ökar (siktdjupet minskar). För varje möjligt utsläppsområde är det därför viktigt

att kunna beräkna i vilken utsträckning som recirkulation av plymvatten kan tänkas förekomma.

Vid presentationen av några lösningar till plymekvationerna i föregående kapitel, antog vi att  $\alpha_r$  är kvasi-konstant (varierar endast på tidskalor längre än  $\tau_r$ ). Hastighetsfältet i recipienten kan delas upp i en i tiden konstant komponent  $U(x,y,z,t)$  (medeladvektionen) och en i tiden fluktuerande komponent  $u'(x,y,z,t)$ .  $x,y$  och  $z$  är de tre rumskoordinaterna. Blott i områden med stor medeladvektion kan ovanstående antagande vara väl uppfyllt. Om det fluktuerande strömfältet,  $u'$ , har komponenter med amplituder större än  $U$  (vanligt bl.a. i kustområden med "starkt" tidvatten) kommer äldre plympaket att advekeras förbi utsläppsområdet och antagandet om ett konstant, av den ostörda omgivningen bestämt  $\alpha_r$  gäller ej. Således är det inte endast de fysiska förtunningsprocesserna, i plymodellen symboliserade med  $c$ , utan i högsta grad också de fysiska, advektiva transportprocesserna, ovan symboliserade med  $U$  och  $u'$ , som bestämmer influensområdets storlek.

Vi kan göra en grovindelning av recipienter. En typ utgöres av recipienter med stor medeladvektion ( $U > u'$ ) där växelverkan mellan äldre och yngre plympaket är liten. Breda, roterande fjordar (typ Trondheimsfjorden) där en tämligen permanent "kustström" är etablerad längs stränderna samt öppna kustlägen (i kontakt med kustströmmar) utgör exempel på sådana recipienter. Plymodeller av det slag som utvecklats i Kap. 2 borde kunna användas på denna typ av recipienter (det återstår dock bl.a. att parametrisera  $c$ ). En annan och mer besvärlig recipienttyp utgöres av områden med svag medeladvektion så att  $U$  är mindre än  $u'$ . I en sådan miljö kan växelverkan mellan äldre och yngre plympaket förväntas äga rum regelmässigt.

Som exempel kan vi diskutera ett fall där medeladvektionen är försumbar ( $U \approx 0$ ). Här bör influensområdets utsträckning (definierat av, säg, tiden  $2\tau$ ) vara givet av ett område med en radie,  $R$ , som är

$$R \sim \min(L, \left( \int_0^{2\tau} u' dt \right)_{\max})$$

där  $\left( \int_0^{2\tau} u' dt \right)_{\max}$  är det maximala avståndet från utsläppspunkten som ett kloakplympaket kan advektas under tiden  $2\tau$  och  $L$  är bassängens diameter. Integralen  $\left( \int_0^{2\tau} u' dt \right)_{\max}$  spelar en avgörande roll för influensområdets storlek. Integrationsintervallets längd,  $2\tau$ , är emellertid starkt kopplad till den spektrala karaktären av  $u'$  vilket är en av anledningarna till att en bestämning av  $R$  är så ytterst komplicerad.

Om  $u'$  domineras av långa perioder (jämfört med  $\tau$ ) kommer plymen, om  $L$  är tillräckligt stor, att i stort sett uppföra sig som i fallet med en stark, stationär medelström med den skillnaden att plymen kommer att advektas åt olika håll (dess riktning "pendlar" med variationerna i  $u'$ ). Växelverkan mellan plympaket av olika åldrar blir stor först då  $u'$  får signifikanta bidrag från perioder med längder av högst samma storleksordning som  $\tau$  eller då  $L$  är liten. I detta fall förkortas  $\tau$  väsentligt genom inblandning av äldre plympaket i yngre.

En operativ modell för bestämning av influensområdet kräver alltså att man känner de hydrodynamiska parametrarna  $c$ ,  $U$ ,  $u'$  och  $H$ . För ett specifikt vattenområde kan dessa parametrar erhållas antingen från en god hydrodynamisk modell (att föredra) eller från direkta mätningar. Antag att vi har en god hydrodynamisk modell för ett område. Vi skulle då kunna följa plympaket vilka startas (genereras) med fixt tidsintervall (t.ex. 1 timma). Förändringar av storlek, läge

samt plankton- och närsaltinnehåll i paketen beräknas för varje tidssteg (detta kräver bl.a. att utbytet mellan närliggande paket kan beräknas). Också mängden plankton som sjunker ner i djupvattnet samt horisontella utbytet med eventuella angränsande bassänger kan beräknas. Isolinjer för t.ex. planktonkoncentration i recipienten kan produceras för varje tidssteg. En sådan modell skulle således ge inte bara influensområdets storlek utan också kvantitativa uppskattningar av både siktdjupsförändringar och den ökade oxygenförbrukningen i djupvattnet. Det är helt upplagt att modellen i sådana miljöer där  $u' > U$  kan komma att beräkna stora koncentrationsskillnader mellan närliggande paket (s.k. patchiness).

#### 5. AVSLUTANDE KOMMENTARER.

Från diskussionen i denna rapport kan vi dra slutsatsen att endast i mycket speciella undantagsfall är sannolikheten någorlunda stor att ett skönsmässigt bestämt influensområde sammanfaller med det "verkliga" influensområdet. Tänkbara gynnsamma fall för en skönsmässig bestämning utgöres av små, nästan helt slutna fjordbassänger och vikar (för vilka det finns anledning att antaga att  $R = L$ ).

Den enormt stora betydelsen som de fysiska processerna har konstaterats ha för den biologiska utvecklingen i kloakplymen understryker vad som påpekades i kap. 1, nämligen att i en vattenkvalitetmodell är det tämligen meningslöst att modellera vissa typer av processer med hög precision så länge som inte alla väsentliga processer är modellerade till första ordningen. Således bör framtida utvecklingsarbete i första hand koncentreras på hydrodynamisk modellering emedan denna klart ligger efter den biologiska.

Från diskussionen ovan förefaller det troligt att en färdig modell för bestämning av influensområdets storlek också skulle kunna producera kvantitativa mått på planktonkoncentrationen i fotiska zonen samt sedimentationen till djupvattnet. Det man i första hand kanske hade hoppats kunna uppnå är en enkel metod att bestämma endast influensområdets storlek. När en sådan metod framtagits skulle kloakutsläppets påverkan på området kunna uppskattas med gängse budgetmetoder. Det är möjligt att enkla metoder att bestämma influensområdet kan utvecklas för vissa typområden (dvs en enkel metod att fastslå huruvida  $R = L$  gäller) men utredningen i denna rapport pekar mot att enkla, generella metoder kan bli mycket svåra att åstadkomma. Orsaken till pessimismen på denna punkt är naturligtvis den att problemet till sin natur är alltför komplext för att låta sig beskrivas med ett fåtal icke-dimensionella tal. Många hydrodynamiska parametrar är involverade, det finns starka återkopplingsmekanismer i systemet och därtill kommer ytterligare komplikationer som färskvattentillförsel, topografi samt ofta komplicerade randvillkor mot angränsande bassänger.

Det ser alltså ut som om det inte finns anledning att hoppas på att någon enkel metod skall kunna utvecklas för bestämning av influensområdets storlek vilken är bättre än skönsmässiga metoder baserade på kvalificerade gissningar. Det finns emellertid all anledning att hoppas på en relativt snabb utveckling ledande till fungerande (men komplexa) modeller för beräkning av totala påverkan orsakad av kloakutsläpp. Grundelementet i en sådan modell är plympaketet som utvecklats i denna rapport och visionen av den fullständiga modellen har redan skisserats i slutet av kap. 4.



## LITTERATUR.

- Kremer, J.N. and S.W. Nixon, 1978: A Coastal Marine Ecosystem, simulation and analysis. Springer Verlag. 217 sidor.
- Redfield, A.C., 1934: On the properties of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. Liverpool, James Johnstone Memorial Volume, sid 177-192.
- Steemann-Nielsen, E., 1976: Hydrobiologi, Polyteknisk Forlag, Lyngby, Danmark. 204 sidor.
- Walsh, J.J., 1975: A spatial simulation model of the Peruvian upwelling ecosystem. Deep-Sea Research, 22, 201-236.