

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 7 1990

Rodzoneforsøgsanlæg



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 7 1990

Rodzoneforsøgsanlæg

Forsøgsanlæg i Ringsted og Rødekro

Bo Neergaard Jacobsen, civilingeniør
Kirsten Sloth Nielsen, civilingeniør
Vandkvalitetsinstituttet, ATV

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Om spildevandsforskning

Miljøstyrelsen har med baggrund i en særlig programbevilling i perioden 1988-91, med rådgivning fra Vandrensningsrådet, igangsat en række forskningsprojekter på spildevandsområdet.

Disse projekter er tæt koordineret med en række tilsvarende projekter, igangsat af Teknologirådet under Industri- og Handelsstyrelsen.

Miljøstyrelsens projekter offentliggøres i denne serie om spildevandsforskning. De øvrige offentliggjorte rapporter er anført på omslagets næstsidste side.

Det bemærkes, at offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at indholdet er udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter, men styrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt bidrag til den videnopbygning, der også skulle være et led i gennemførelsen af Vandmiljøplanen.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. RESUMÉ	5
2. INDLEDNING	8
3. FORMÅL	10
4. OVERSIGT OVER GENNEMFØRTE FORSØG	11
5. RINGSTED FORSØGSANLÆG, drift 1984-87	12
5.1 Anlægsbeskrivelse	12
5.2 Driftsforhold	14
5.3 Hydraulisk belastning	17
5.4 Vandkemiske analyser	22
5.5 Faktorforsøg og variansanalyse	30
6. RINGSTED FORSØGSANLÆG, særskilte undersøgelser	35
6.1 Profilmålinger	35
6.2 Ophobning af stoffer i jordmatricer	44
6.3 Planteobservationer	46
7. FORSØGSANLÆG I RØDEKRO	51
7.1 Anlægsbeskrivelse	51
7.2 Driftsforhold	52
7.2 Hydraulisk belastning	52
7.4 Vandkemiske analyser	55
7.5 Planteudvikling	60
8. SAMMENSTILLING AF RESULTATER	63
9. KONKLUSION	65
10. REFERENCER	66

BILAGSFORTEGNELSE

Bilag 1:	Styringsgruppens sammensætning
Bilag 2:	Geometriske data, Kornstørrelsesfordelingen for fyldmaterialer
Bilag 3:	Hydrauliske data, Ringsted anlæg
Bilag 4:	Vandkemiske analyser og temperaturer, Ringsted anlæg
Bilag 5:	Vandstandsdata, Rødekro anlæg
Bilag 6:	Døgnvandføringer og vandkemiske analyser, Rødekro
Bilag 7:	Udvikling i overjordisk plantevækst 1985-87
Bilag 8:	Jordanalyser og underjordisk biomasse
Bilag 9:	Vandkemiske data fra profilmålinger, Ringsted anlæg

1. RESUMÉ

Der er gennemført undersøgelser på forsøgsanlæg etableret i Ringsted og Rødekro kommuner for spildevandsrensning efter rodzonemetoden. Undersøgelserne er gennemført i perioden 1984-87 på begge lokaliteter. På rodzoneanlægget i Ringsted er afsluttet med en målerunde i juni 1988.

Forsøgsanlægget i Ringsted består af 12 parallelle strenge, som er indrettet forskelligt, og som hver tilledes en afpasset spildevandsmængde. Den organiske belastning med BI_5 på hver af strengene, der har et overfladeareal på 45-50 m^2 svarer til ca. 5-15 m^2/PE (forudgående bundfældning ikke indregnet).

Forsøgsanlægget i Rødekro modtager en del af den varierende spildevandstilledning fra byen Hjordkær. Anlægget har et overfladeareal på ca. 1060 m^2 . Den organiske belastning med BI_5 svarer til ca. 2,5 m^2/PE (forudgående bundfældning ikke indregnet). Den gennemsnitlige hydrauliske belastning har været ca. 115 mm/d, hvilket med et spildevandsbidrag på f.eks. 200 l/d pr. PE svarer til ca. 1,7 m^2/PE .

Ved at følge anlæggenes tilløb og afløb i perioden 1984-87 er der kort fortalt opnået følgende resultater:

- Der er opnået en vidtgående rensning (>95%) for organisk stof med afløbskoncentrationer ned til et niveau på 5-10 mg BI_5 mod./l for de lavest belastede strenge. Om sommeren opnås en bedre rensning, om vinteren en dårligere. Rodzonerne med grusfyld, som modtager en højere belastning, ligger på et højere niveau: ca. 10-20 mg BI_5 mod./l som årsgennemsnit; disse strenge har den højeste omsætning pr. m^2 . Der er sket en svag forbedring af rensningen i løbet af forsøgsperioden, men en god rensning blev opnået allerede fra anlæggenes start.

Profilmålinger på langs af 3 rodzonestrenge har vist, at ca. 75% af omsætningen finder sted inden de forreste ca. 40% af rodzonens areal.

- Der ses en god rensning for total-N af størrelsesordenen 50-75% ned til afløbskoncentrationer på ca. 10-25 mg N/l. Nitrifikation ses i et vist omfang, især ved lave arealbelastninger og om sommeren. Forholdet mellem dannet nitrit + nitrat-N og fjernet ammoniak-N tyder på, at

der sker en vis kvælstoffjernelse ved denitrifikation. Dette underbygges af en sammenligning mellem beregnet fjernelse af Kjeldahl-N fra spildevandet i hele forsøgsperioden og den (mindre) ophobning, der kunne konstateres i jordfyldet ved periodens slutning.

- Der ses en god fjernelse af fosfor for de lavest belastede strenge på 60-75% ned til afløbskoncentrationer på 4-6 mg P/l. For rodzonerne med grusfyld og højere belastning hersker der i højere grad anaerobe forhold, hvilket medfører en ringe tilbageholdelse af fosfor. Der er god overensstemmelse mellem den beregnede fjernelse af fosfor fra spildevandet i hele forsøgsperioden og den ophobning, der kunne konstateres i jordfyldet ved periodens slutning.
- Der ses en vidtgående rensning for suspenderet tørstof og glødetab. Bedst for sidstnævnte, da der synes at ske en udvaskning af finkornet uorganisk materiale fra rodzonerne med lerfyld. Der opnås rensning på mere end 80% og afløbskoncentrationer af suspenderet tørstof glødetab på < 10 mg SSGT/l.
- Ved undersøgelse af coliforme og fækale colibakterier ned gennem 3 rodzonestrenge i juni 1988 er fundet en kraftig decimering med mere end faktor 10^3 for afløb i forhold til tilløb. Beregnede 1. ordens henfaldskonstanter ligger fra 0,2 til 2,3 d^{-1} (13-15°C) for de forskellige rodzoneafsnit. Størst henfald ses forrest i rodzonerne og for strenge med højest organisk belastning.
- Måling af ophobede tungmetaller i rodzonerne efter 3 1/2 års drift viser generelt værdier langt under gældende kravværdier og i øvrigt for flere af metallerne på niveau med, hvad man finder i normal dansk jord.
- Foretagne profilmålinger i rodzonernes længderetning viser i opstrøms ende sulfatreducerende forhold, men i nedstrøms ende aerobe (iltrige) forhold. Dette viser, at der sker en overførsel af ilt til spildevandet i rodzonerne.
- Der kan ikke ses nogen direkte sammenhæng mellem planternes udbredelse og den opnåede rensning. Der er ikke sammenfald mellem hverken over- eller underjordisk udbredelse af planter og den tilhørende opnåede rensningskapacitet.
- Overfladisk afstrømning udgør et potentielt

driftsproblem, som kan føre til kortslutningsstrømme mellem tilløb og afløb. Det vurderes, at et stort kontaktfladeareal mellem tilløbet og rodzonen mindsker risikoen for dette driftsproblem.

Sammenfattende vurderes det, at rodzoneanlæg med den rette udformning kan være velegnede til rensning af bundfældet husspildevand. På baggrund af de relativt store arealkrav formodes anlæggene at have det største potentielle for mindre installationer, hvor pladsen er til rådighed, og hvor der ikke stilles krav til videregående nærings-saltfjernelse.

2. INDLEDNING

Rodzonemetoden til rensning af spildevand har påkaldt sig megen opmærksomhed som alternativ til traditionelt anvendte metoder.

Ved rodzonemetoden anvendes sumpplanter udplantet i et fyldmateriale (jordmatrice). Der er i denne henseende tale om afgrænsede jordvolumener, inden for hvilke spildevandsrensningen finder sted. Afgrænsningen kan etableres med membran eller anden form for tætning mod udsivning fra anlægget.

Spildevandsrensningen vil opnås som en kombination af binding af stoffer til jordmatricen og biologisk omsætning ved hjælp af mikroorganismer i jordmatricen. Sumpplanternes rolle består i at tilføre ilt til jordmatricen via over- og underjordiske stængler (rodstængler), og herudover forventes rodstænglerne at være voksested for en del af mikroorganismerne. Endelig kan rodstænglerne medvirke til en ændret struktur af jordmatricen, således at spildevandets strømning forløber lettere.

Rodzoneanlæg indeholder ud over plantestænglerne ingen bevægelige mekaniske dele og kræver ikke tilført energi i form af elektricitet. Rodzoneanlæg er således et alternativ til de mere velkendte rensningsanlæg, der baseres på maskinel omrøring og beluftning af spildevandet eller tilsætning af kemikalier.

I foråret 1984 har Ringsted og Rødekro kommuner etableret forsøgsanlæg for spildevandsrensning efter rodzonemetoden. Miljøstyrelsen har taget initiativ til koordinering af undersøgelser på de to lokaliteter og har tilknyttet Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) som konsulent.

Undersøgelserne er gennemført i perioden 1984-87 på begge lokaliteter. På rodzoneanlægget i Ringsted er afsluttet med en målerunde i juni 1988.

Der findes flere varianter af rodzonemetoden med forskellige driftsstrategier. Den rodzonemethode, der er undersøgt i dette projekt, er baseret på kontinuert tilførsel af spildevand med horisontal underjordisk strømning. Forsøgsanlæggene har været inspireret af tilsvarende anlæg, som gennem længere tid har været i drift i Tyskland (FRG). Publicerede resultater fra øvrige anlægstyper af tilsvarende karakter har desuden

været benyttet i et vist omfang ligesom nye ideer har været afprøvet.

En styringsgruppe har ledet projektet. Styringsgruppens sammensætning fremgår af bilag 1. Herudover har forhenværende stadsingeniør J. Poulsen, som har startet etableringen og driften af forsøgsanlægget i Ringsted, deltaget i projektets ledelse.

Med denne rapport foreligger en beskrivelse af de gennemførte undersøgelser.

3. FORMÅL

For rodzoneanlægget i Ringsted udført med 12 parallelle strenge, alle belastet med husspildevand underkastet mekanisk forrensning, har formålet været at undersøge:

- Signifikansen af faktorerne jordbundstype, udplantningstæthed, størrelse af indløbsfaskine og planteart i stejle og dybe kontra flade og lave anlæg. Som testvariable anvendes den hydrauliske kapacitet (effektiv permeabilitet), rensningen for organisk stof, total- og ammoniumkvælstof samt totalfosfor.
- At karakterisere det koncentrationsniveau, der vil opnås for organisk stof, total- og ammoniumkvælstof samt totalfosfor under og efter udvikling af rodzoner. For udvalgte forsøgsstrenge karakteriseres endvidere koncentrationsgradienter igennem anlægget med det formål at belyse fjernelseshastigheder som funktion af opholdstid.

For rodzoneanlægget i Rødekro, som modtager mekanisk rensset spildevand fra ca. 600 PE, har formålet været at undersøge rensningseffektiviteten for organisk stof, total- og ammoniumkvælstof, total-fosfor samt anlæggets hydrauliske kapacitet. Dette foretages såvel i udviklingsfasen for rodzonen, som efter at denne er udviklet.

Undervejs i projektet er formålet udvidet med at undersøge udbredelsen af overjordisk plantebiomasse i begge anlæg og for anlægget i Ringsted at undersøge udbredelsen af underjordisk plantebiomasse, ophobning af tungmetaller i jordmatricer samt afløbets indhold af patogene mikroorganismer.

4. OVERSIGT OVER GENNEMFØRTE FORSØG

Undersøgelsen af rodzoneanlæggene har dels omfattet regelmæssige registreringer af belastningsforhold og opnået rensningseffekt i perioden 1984-87. Derudover er der gennemført særskilte undersøgelser af mere specifikke forhold. I tabel 4.1 er vist en oversigt over de gennemførte aktiviteter med angivelse af afsnit i rapporten, hvor resultaterne er beskrevet.

	Ringsted anlæg		Rødekro anlæg	
	Rapport	Bilag	Rapport	Bilag
Måling af hydraulisk belastning, 1984-87	5.3	3	7.3	5
Vandkemiske analyser tilløb og afløb, 1984-87	5.4	4	7.4	6
Resultatvurdering ved faktorforsøg	5.5			
Måling af koncentrationsprofiler i strømningsretning, 1988	6.1	9		
Ophobning af stoffer i jordmatrixer, 1987	6.2	8		
Undersøgelse af plantevækst				
- overjordisk, 1985-87	6.3	7	7.5	7
- underjordisk, 1987	6.3	8		

Tabel 4.1 Oversigt over gennemførte undersøgelser med angivelse af rapportafsnit

Rodzoneanlæggenes drift er varetaget af de to kommuner. Prøveudtagning og analyser er foretaget af henholdsvis Ringsted og Åbenrå Miljø- og Levnedsmiddelkontrollaboratorier.

Særskilte undersøgelser af overjordisk plantebiomasse er foretaget af Miljøstyrelsens Center for Jordøkologi og undersøgelser af underjordisk plantebiomasse samt tungmetallophobning i jordmatrixer er foretaget af Århus Universitet, Botanisk Institut. Tolkning af resultater og rapportering er foretaget af VKI.

5. RINGSTED FORSØGSANLÆG, drift 1984-87

Forsøgsanlægget i Ringsted består af 12 parallelle strenge med fælles tilløbsarrangement. Anlægget er etableret i september-november 1983 og er blevet beplantet medio april 1984.

5.1 Anlægsbeskrivelse

Udformning

Rodzoneyanlægget er indrettet på et skrånende terræn på området ved rensningsanlægget, Møllevej, som betjener slagteriet FSA og et mindre bolig-område. Rodzoneyanlægget er opbygget som to blokke à 6 anlægsstrenge.

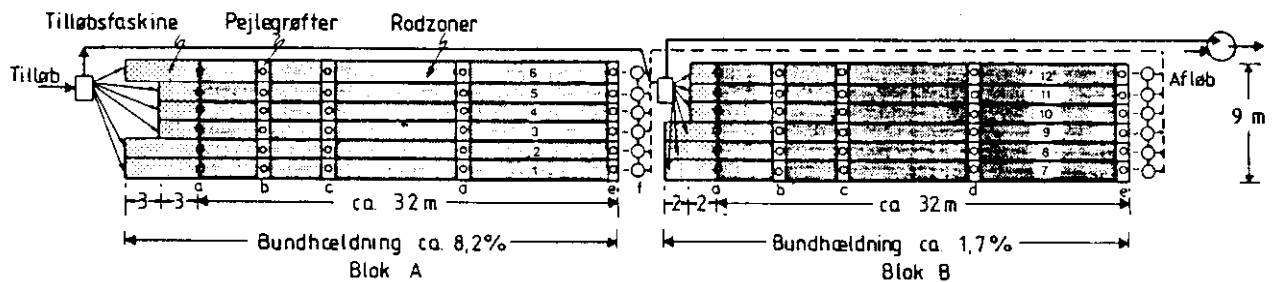


Fig. 5.1 Oversigtsskitse af forsøgsanlæg i Ringsted. a-e refererer til benævnelse af pejlerør

Alle strenges rodzoner er ca. 32 m lange. Strengene 1-6 er 1 m dybe og har et fald i længderetningen på ca. 8,2%, strengene 7-12 er 0,5 m dybe med ca. 1,7% fald. Mere detaljerede geometriske data er angivet i bilag 2.

Der er etableret tværgående pejlegrøfter (benævnt b, c, d, e, se fig. 5.1) med pejlerør ved de enkelte strenge, således at man ved pejlinger kan beskrive vandspejlsgradienten ned gennem anlæggene.

De enkelte strenge er adskilt af spunsvægge. I sider og bund er rodzonerne afspærret med plastmembran (dobbelt lag svær "landbrugsplastik"). En undtagelse er anlæg nr. 6, som ingen bundmembran har. Formålet har her været at belyse, om den eksisterende morænelersjord i forhold til de øvrige plastmembraner giver anledning til en målelig nedsivning.

Indretningen af de 12 anlægsstrenge er oversigtsmæssigt vist i tabel 5.1.

Forsøgs- streng	Plante	Dybde i m	Fald i %	Plante- tæthed	Jord- type	Indløbs- faskine
1	Tagrør	1	8,2	2,7	ler	stor
2	Tagrør	1	8,2	10,7	grus	stor
3	Tagrør	1	8,2	2,7	jord	lille
4	Blandet	1	8,2	2,7	jord	lille
5	Tagrør	1	8,2	10,7	ler	lille
6	Tagrør	1	8,2	10,7	jord	stor
7	Dunhammer	0,5	1,7	10,7	ler	stor
8	Dunhammer	0,5	1,7	2,7	jord	stor
9	Blandet	0,5	1,7	2,7	jord	stor
10	Dunhammer	0,5	1,7	10,7	jord	lille
11	Dunhammer	0,5	1,7	2,7	ler	lille
12	Dunhammer	0,5	1,7	10,7	grus	lille
Faktor	A			B	C	D

Tabel 5.1 Oversigt over indretning af det valgte forsøgsdesign for de tolv strenge ved rodzoneanlæg i Ringsted renseanlæg.

Indretningen af de 12 strenge er sket på basis af en statistisk forsøgsplanlægning for faktor-forsøg.

Faktorforsøg

Ved faktorforsøg er det muligt at belyse, om de enkelte faktorer (som alle virker i samspil) hver for sig eller i kombination har en positiv eller negativ effekt for en bestemt parameter. Parametrene kan være hydraulisk kapacitet, rensningseffekt m.v.

Der er valgt 4 faktorer, i tabel 5.1 benævnt A, B, C og D. Faktor A har for dybde og falds vedkommende været nødsaget til at holdes sammen af praktiske årsager på stedet.

Beplantning

Planterne er hentet fra nærliggende søer og åbne forsinkelsesbassiner på regnvandssystemer. Der er udplantet i forband med tætheder på henholdsvis 10,7 og 2,7 stængler pr. m². De enkelte planter er alle sat med jordstængler à ca. 20 cm og øvrige arter ca. 30 cm.

De anvendte planter er:

Tagrør	Phragmites australis
Dunhammer	Typha latifolia
Blandet:	
Avneknippe	Cladium mariscus
Blågrøn kogleaks	Scirpus tabernaemontani
Grenet pindsvineknop	Sparganium erectum
Dunhammer	Typha latifolia

Jordtyper

De tre anvendte jordtyper udgøres af henholdsvis:

ler:	opgravet moræneler fra området under anlæggets etablering
jord:	afrømmet overjord fra området iblandet 10% spagnum
grus:	usorteret grus fra en nærliggende grusgrav

Kornstørrelsesfordeling for jordtyperne er vist i bilag 2.

Tilløbsfaskiner

Der er etableret tilløbsfaskiner med stenfyld (ca. 2-3 cm i diameter) i stor og lille udgave. I hver af blokkene er volumen af en stor tilløbsfaskine to gange større end for en lille faskine. De geometriske data fremgår af bilag 2.

5.2 Driftsforhold

Spildevand

Spildevandsbelastningen stammer fra et mindre boligområde, som tilledes rensningsanlægget separat fra spildevandstilledningen fra slagteriet FSA. Oplandet er 92,3 ha, separatkloakeret med omkring 900 beboere og 5 små virksomheder (værksted- og småindustri). Kun undtagelsesvis (sommeren 1986) i forbindelse med driftsomlægninger er rodzoneanlægget blevet belastet med slagterispildevand.

Spildevandet tilledes et stort sandfang og opnår herved en primærbundfældning med en hydraulisk opholdstid på omkring et halvt døgn.

Strategi

Strategien for regulering af spildevandstilførslen til de enkelte anlægsstrenge har gennem hele forsøgsperioden været at belaste op til hver strengs hydrauliske kapacitet. I praksis opnås dette ved at tilstræbe en vandstand omtrent i terræn i rodzonernes tilløbsdel, således at overjordisk afstrømning netop undgås. Reguleringen er sket ved lejlighedsvis indstilling af aftap-

ningen fra en fordelerkasse for henholdsvis anlæg A og B ved tilsyn 1-2 gange pr. uge.

Tilstopning

I løbet af den første 1 1/2 års driftsperiode er der konstateret tilstopning af stort set alle tilløbsfaskinerne. Tilstopningerne med overjordisk afstrømning til følge har sandsynligvis været forårsaget af en punkttilledning af spildevandet til de enkelte strenge. For at afbøde dette blev "netkasser" for tilledning af spildevand etableret i anlæg A (streng 1-6) i juni-juli 1986. "Netkasserne" (l x b x h = 100 x 25 x 40 cm) blev nedsat ved overgangen mellem tilløbsfaskine og rodzoneafsnit. Det herved opnåede større kontaktareal mellem spildevand og rodzone har haft en gunstig effekt.

Vinterdrift

I de koldeste vintermåneder er der ikke foretaget registreringer på anlægget. De lavest belastede strenge har været ude af drift på grund af frost i afløbsrørene. Dette kan ikke tilskrives rodzone-metoden som sådan, men udformningen af forsøgsanlægget. Den valgte udformning for afløbsrørene har tilgodeset de enkle og nøjagtige vandføringsmålinger, men har ikke kunnet fungere i længerevarende frostperioder.

Slagteri-spildevand

I forbindelse med ombygninger på Møllevejens rensningsanlæg er der tilført slagterispildevand til rodzoneanlægget i perioderne 19. juni-23. juli og 29. juli-24. september 1986. Anlæg A har tilsyneladende fungeret tilfredsstillende på slagterispildevandet, mens anlæg B har været plaget af hyppige tilstopninger i indløbsfordelerne umiddelbart før faskinerne. Jævnlig tilstopninger i disse indløbsfordelere har imidlertid også forekommet ved anlæg B, når der tilledes husspildevand.

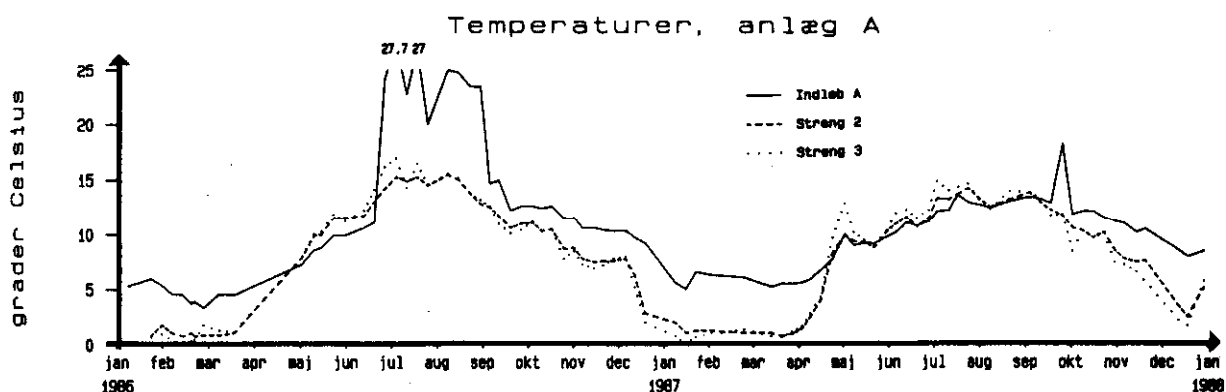
Skadedyrsangreb

Måleprogrammet i anlæg B blev midlertidigt stoppet den 7. august 1986 på grund af et omfattende skadedyrsangreb på dunhammerbeplantningen. Skadedyrene er larver af *Phragmites typha*, som specielt angriber Dunhammer, og som også kendes fra naturlige bevoksninger. Sidst i juli var dunhammerplanterne angrebet i et omfang, så det ikke længere skønnedes rimeligt at fortsætte målingerne. I begyndelsen af september var planterne imidlertid rehabiliteret i en grad, så de opnåede en højde på 1 - 1 1/2 m og en god tæthed i strengene. Bevoksningen var dog stadig stærkt præget af andre plantearter. Da der herudover havde været mange driftsproblemer for spildevandstilledningen til anlæg B, blev disse strenge ikke undersøgt yderligere i 1987.

Temperaturer

Vandtemperaturen i tilløb og de enkelte strenges afløb er målt ved tilsyn på anlægget. I figur 5.2 er for 1986-87 vist forløbet over året for tilløbet, streng 2 (kort opholdstid) og streng 3 (lang opholdstid). De ekstremt høje temperaturer, der er målt i løbet af sommeren 1986, skyldes formentlig tilløbspumpen, som ved indstillingen af intervalltiden for drift/pause var i en uheldig cyklus og herved bevirkede en opvarmning af spildevandet. Det må forventes, at denne overtemperatur hurtigt vil være udlignet i rodzone-strengenes øverste del og således ikke har haft væsentlig indflydelse på driftsresultaterne.

Normalt svinger tilløbstemperaturerne mellem 5 og 15°C. Temperaturen i afløb fra de to strenge, som forventes at udvise den største indbyrdes forskel, viser dels, at forskellen er minimal, dels at afløbstemperaturen fra maj til september inklusive følger tilløbstemperaturen, og at vintertemperaturen kommer ned på 1-2°C.



Figur 5.2 Temperatur i tilløb og afløb. Ringsted anlæg 1986-87

Data for temperaturmålingerne findes i bilag 4

Evapotranspiration

Evapotranspiration (fordampning) fra rodzonerne bevirker, at vandføringer i afløbet kan være lavere end i tilløbet. For at få et mål for evapotranspirationens størrelse er dels indhentet data for brutto-evapotranspiration fra Landhøj-skolens målinger, Højbakkegård i Tåstrup, og data fra Meteorologisk Instituts nedbørsmålinger i Tyvelse, dels er der foretaget målinger af evapotranspiration fra en midlertidigt opstillet beholder placeret ved anlægget i Ringsted.

Bruttoevapotranspirationen minus nedbør kan

Målingerne i Tåstrup er udført for en overflade med kort græs. Resultaterne er for 1986-87 vist i figur 5.3.

Tilsvarende er vist den målte netto-evapotranspiration fra en beholder med overfladeareal på 0,22 m² beplantet med avneknippe. Den anvendte målemetode kan underestimere evapotranspirationen, idet overfladen ikke holdes konstant vandmættet. Herudover kan der være indbyrdes forskel på den evapotranspiration, der forekommer i de forskellige rodzonestrengte.

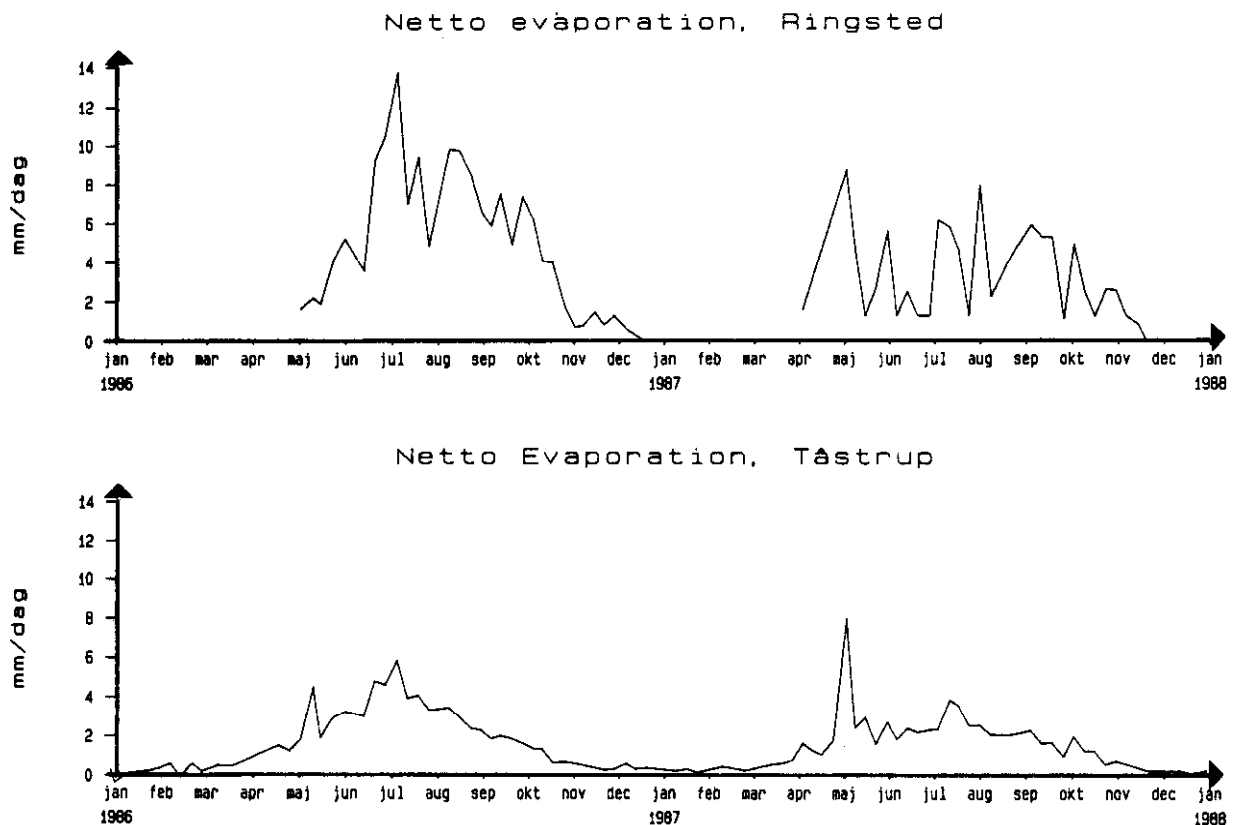


Fig. 5.3: Netto-evapotranspiration på baggrund af målinger i Tåstrup og Ringsted

Det fremgår som forventet, at evapotranspirationen for sumpplanterne i målebeholderne ligger på et højere niveau i maj-oktober i forhold til kort græs, og i øvrigt at værdierne er lave i vinterhalvåret. I sommerhalvåret skønnes et niveau på ca. 6 mm/d at være et udtryk for evapotranspirationen fra sumpplanterne.

5.3 Hydraulisk belastning

Registreringer

Der har været gennemført registreringer 1-2 gange

ugentligt af tilløbs- og afløbsvandføringer for de enkelte rodzonestrenge samt pejlinger af vandstande i de etablerede pejlerør. Der foreligger således et omfattende datagrundlag for de hydrauliske belastninger. Rådata samt figurer for den tidsmæssige udvikling i vandføringer, vandstande og beregnede permeabiliteter er samlet i bilag 3.

Som et eksempel er i figur 5.4 vist udviklingen for streng 1.

Hydraulisk
belastning

Den hydrauliske belastning har ligget ret konstant, gennemsnitlig ca. 16 mm/d. Vandføringen i afløbet har været væsentlig lavere, gennemsnitlig ca. 5,5 mm/d. Forskellen i vandføring kan dels tilskrives fordampning, dels eventuelle utætheder i systemet.

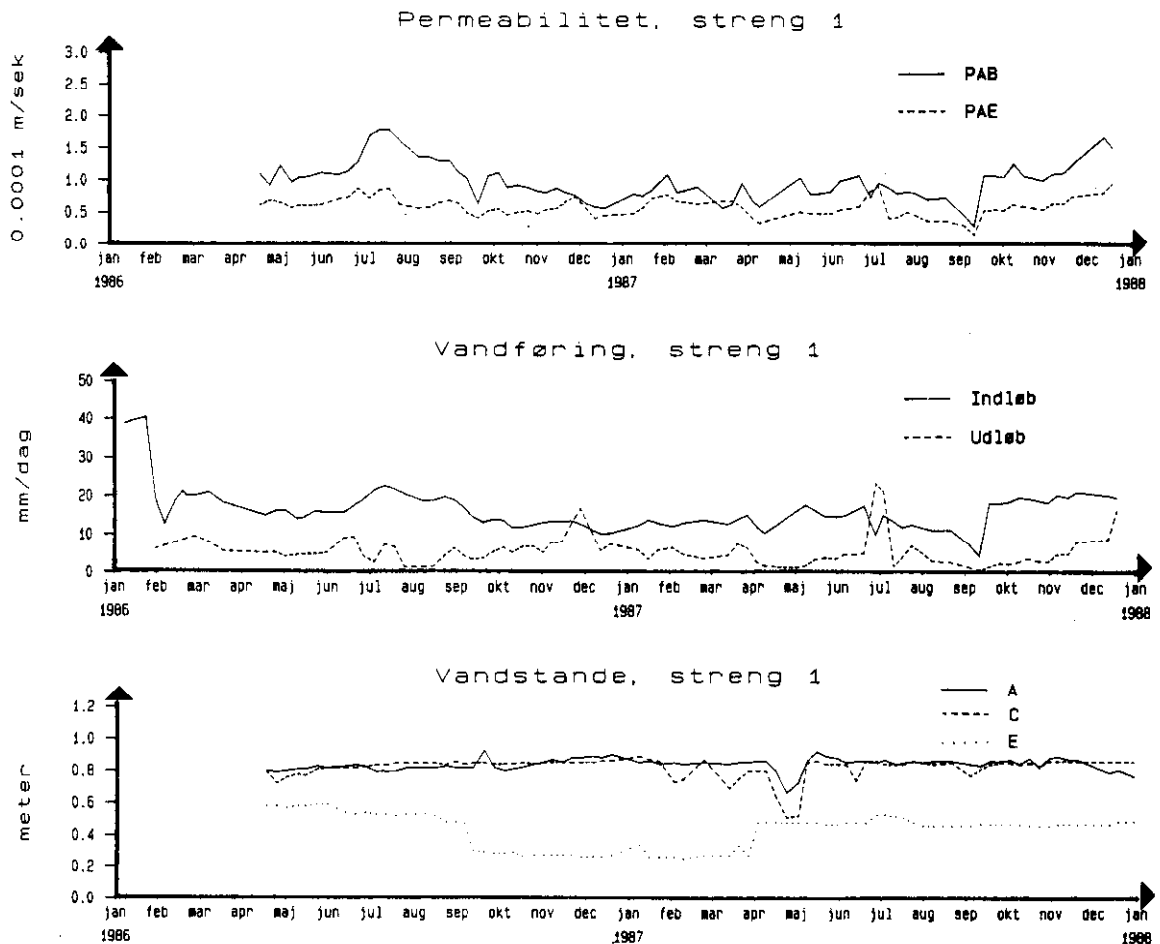


Fig. 5.4 Oversigt for udvikling i hydrauliske parametre. Ringsted anlæg, streng 1

Vandstand
Streng 1

Vandstanden i streng 1 har i tilløbsdelen ligget konstant på ca. 80 cm over bunden. I strengene 1-6, som er anlagt med 1 m rodzonedybde, er der

generelt sket sætninger til ca. 85-90 cm dybde. De vandstande, som for de enkelte strenge observeres i pejlerør a-c, angiver det niveau, som erfaringsmæssigt er højeste vandstand, der ikke giver anledning til overfladisk afstrømning. Vandstandene observeret i afløbet (pejlerør e) angiver direkte niveauet for den valgte indstilling af afløbsslangerne. Som det fremgår for streng 1 og for streng 2-6 (bilag 3), har vandstanden i afløbet ligget på et konstant niveau svarende til halv rodzonedybde med undtagelse af perioden september-april 1986/87. I denne periode blev niveauet for afløbene i streng 1 og 3-6 sænket til ca. 25 cm over bunden med det formål at "tvinge" planterne til at sætte dybere rødder.

For streng 7-12 (se bilag 3) har afløbene frem til juli 1985 været i ca. halv rodzonedybde, herefter ca. i niveau med rodzonernes bund. Årsagen til, at niveauet blev sænket, var at mindske risikoen for, at overfladisk afstrømning i anlæg B's tilløbsende skulle nå helt til afløbet.

Permeabilitet Streng 1

De beregnede permeabiliteter, som fremgår af figur 5.4, er baseret på vandspejlsgradienter mellem de enkelte pejlerør set i relation til rodzonernes tværsnitsareal under vandspejl og den aktuelle vandføring. Forskelle i tilløbs- og afløbssvandføringer er i beregningerne udjævnte proportionalt med længderne mellem pejlerørene. For det viste eksempel for streng 1 er den gennemsnitlige permeabilitetskoefficient (P_{ae}) for hele strengen ca. $0,6 \times 10^{-4}$ m/sek. For tilløbssektionen mellem pejlerør a og b er permeabilitetskoefficienten (P_{ab}) lidt højere, hvilket er imod forventning. Tilstopningseffekten ville vise sig som en lavere permeabilitetskoefficient.

Kun for streng 2 (bilag 3) ses generelt en lavere P_{ab} end P_{ae} uden væsentlig udvikling i perioden. Det skal bemærkes, at der for bestemmelse af P_{ab} er tale om vandspejlsgradienter over en kun 4 m strækning, men resultaterne viser, at der ikke sker en markant formindskelse af den hydrauliske ledningsevne over denne strækning, og at der således ikke er tydelige tegn på tilstopning i rodzoneafsnittene.

Hydraulisk belastning - Oversigt

Som en oversigt for de gennemsnitlige hydrauliske belastninger er i tabel 5.2 vist et uddrag af midelværdier på årsbasis.

Af bilag 3 fremgår især for streng 7-12 store variationer over året i de målte vandføringer.

Til brug for sammenligning af de enkelte strenges hydrauliske kapacitet er derfor anvendt data fra udvalgte perioder (se afsnit 5.5).

Streng		1 ler	2 grus	3 jord	4 jord	5 ler	6 (ej mem- bran, jord)
	Antal obs.	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d
1984*	ca. 45	11 6,0	43 34	(8 22)	18 9	11 11	77 20
1985	ca. 45	19 5,3	54 60	15 11	23 15	22 29	73 17
1986	ca. 45	17 6,0	47 44	16 10	18 16	17 11	36 15
1987	ca. 40	15 5,0	48 38	13 14	16 20	15 8,2	33 9

Streng		7 ler	8 jord	9 jord	10 jord	11 ler	12 grus
	Antal obs.	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d	Til- Af- løb løb mm/d
1984*	ca. 45	21 8,1	12 5,2	9,4 7,6	12 8,6	6,1 7,9	30 9
1985	ca. 40	38 11	16 15	18 12	30 23	26 35	35 13
1986	ca. 30	34 9	16 14	18 8,4	19 4	18 22	29 9

*): juli-december

Tabel 5.2 Oversigt over årlige middelværdier af tilløb og afløb.
Ringsted anlæg

Streng		1 ler	2 grus	3 jord	4 jord	5 ler	6 (ej mem- bran, jord)
	Antal obs.	Permeabilitet (Pae) 10^{-4} m/sek					
1984*	ca. 45	0,6	3,0	0,9	1,0	0,7	5,8 Δ
1985	ca. 30	0,9	6,6	0,8	1,6	1,8	5,7 Δ
1986	ca. 35	0,6	4,0	0,7	1,0	0,8	2,2 Δ
1987	ca. 40	0,6	3,3 Δ	0,6 Δ	0,8 Δ	0,7	1,1

*): juli-december

*): ekstremværdier juni-juli udeladt

Δ): formodentlig for høj pga. udsivning

Streng		7 ler	8 jord	9 jord	10 jord	11 ler	12 grus
	Antal obs.	Permeabilitet (Pae) 10^{-4} m/sek					
1984*	ca. 40	14	5,0	4,0	5,3	3,9	9,1
1985	ca. 25	22	12	14	14	19	14
1986	ca. 20	7,1	12	7,3	4,4	7,2	13

*): juli-december

Tabel 5.3 Oversigt over beregnede permeabilitets-
koefficienter.
Ringsted anlæg

Vandbalancer

Den difference, der i vandbalancerne optræder mellem tilløb og afløb, ses for streng 1-5 at ligge på ca. 0-10 mm/d og årsgennemsnit. For streng 7-12 ses især for de to yderstrenges større differencer mellem tilløb og afløb. Streng 6 er udført uden membran i bunden, og der er således stor sandsynlighed for, at den dårlige vandbalance skyldes udsivning.

Det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at afklare, om fordampningen fra rodzonestregene generelt er væsentlig højere end de ca. 6 mm/d i sommerperioden som målt i særskilt beholder ved anlægget, eller om der sker udsivning fra anlægget. Værdier på op til ca. 15 mm/d i sommerperioden synes ud fra vandføringsdifferencerne at være aktuelle. Der må således peges på et behov for at undersøge fordampfingsforhold for rodzoneanlæg nøjere.

For den aktuelle undersøgelse vurderes differencerne i vandføringerne ikke at have væsentlig betydning for de opnåede afløbskoncentrationer ved de tilhørende hydrauliske belastninger. Der kan dog være tvivl om, hvorvidt de stoftransporter, der kan beregnes for afløbene, skal baseres på de målte afløbsvandføringer eller på en højere vandføring. Der er derfor kun foretaget tolkninger af rensningseffekterne udtrykt som reduktion af koncentrationerne - denne betragtning er miljømæssigt set på den sikre side.

Arealbelastning

Til brug for omregning af de hydrauliske belastninger skal nævnes, at ved et spildevandsbidrag på 200 l/døgn PE svarer f.eks. 10 mm/døgn til en arealbelastning på 5 PE/100 m². For kloakerede områder, hvor forekomst af infiltrationsvand i kloaknettet kan bevirke væsentligt højere spildevandsbidrag (en fordobling af spildevandsmængden er ikke ualmindelig) vil en belastning på 10 mm/døgn svare til en tilsvarende lavere belastning på 10 mm/døgn svarende til en tilsvarende lavere belastning i antal PE/m².

Det ses, at arealbelastningerne har ligget på ca. 15-20 mm/d for de 12 rodzonestrenge. For hver streng er dette udtryk for den hydrauliske kapacitet ved de aktuelle dybde- og faldforhold. Havde anlægsstregene været halvt så lange, ville arealbelastningen i mm/d være dobbelt så stor.

Permeabilitet

Den hydrauliske modstand udtrykt som permeabilitetskoefficienten for hele anlægsstrengenes længde ses af tabel 5.3 at ligge på to niveauer for anlægshalvdel A (streng 1-6) med dybde på 1 m og B (streng 7-12) med dybde på 0,5 m. Permeabilitetskoefficienterne er gennemsnit for tværsnitsarealerne under vandspejl. Den konstaterede forskel tyder således på, at hele rodzonedybden ikke er aktiv for strømning i strengenes længderetning. Det fremgår endvidere, at de to grusstrenge som forventet opnår de højeste permeabiliteter, hvorimod der ikke synes at være forskel på fyld af "ler" og "jord". En mere detaljeret tolkning er foretaget i afsnit 5.5.

5.4 Vandkemiske analyser

En oversigt over analyseresultater i form af tabeller for de enkelte rodzonestrenge og figurer med den tidsmæssige udvikling i tilløbs- og afløbskoncentrationer findes i bilag 4.

Som følge af de driftsvanskeligheder, der har været i anlæg B (streng 7-12), har hovedvægten for de vandkemiske analyser været lagt på anlæg A (streng 1-6). For anlæg B foreligger således et mindre antal analyser. Til sammenligning med udviklingen i anlæg A er derfor kun angivet resultater fra 1986.

Tilløb

For nogle af forureningsparametrene synes der at være en ændring i tilløbskoncentrationerne i løbet af forsøgsperioden. Af tabel 5.4 fremgår det, at for COD, BI₅ og SSTSGT synes der i forhold til 1984/85 at ske et fald i niveauet for 1986 og en stigning i 1987. I 1987 kan stigningen henføres til to ekstremværdier, som således også medfører en høj standardafvigelse.

	1984/85 Antal obs.=6 middel std.afv.		1986 * Antal obs.=9 middel std.afv.		1987 Antal obs.= 11 middel std.afv.	
COD, Cr	560	285	371	166	905	1028
BI ₅ mod.	207	90	142	72	253	265
Total-N	48	12	42	18	55	25
NH ₃ -N	32	9	29	14	32	8
NO ₂ +NO ₃ -N	0,9	1,2	0,8	1,0	0,7	0,7
Total P	15,2	3,8	13,8	7,1	17,3	7,1
SSTS	299	245	135	47	593	846
SSGT	286	244	89	49	496	648

*) : 1 observation under belastning med slagterispildevand ej medtaget

Tabel 5.4: Årsmiddelværdier og std.afv. for tilløbskoncentrationer. Ringsted anlæg.

Organisk stof

For organisk stof målt som COD er i tabel 5.5 vist middelværdier for de målte afløbskoncentrationer og reduktion i forhold til middel tilløbskoncentrationer for samme år. Det fremgår, at der er tale om en vidtgående rensning for COD, bedre end man normalt observerer på biologiske rensningsanlæg uden nitrifikation. Den gode rensning er opnået allerede fra forsøgsperiodens start, og generelt ses en svag forbedring i perioden.

Streng 7-12 ligger på samme niveau for rensningen som streng 1-6.

Rodzonestreg		1		2		3		4		5		6	
År	Antal obs.	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%
1984-85	3-6	40	93	68	88	112	80	118	79	90	84	157	72
1986	6-10	40	89	49	87	51	86	48	87	56	85	130	65
1987	10	47	95	51	94	48	95	57	94	64	92	184	80

Rodzonestreg		7		8		9		10		11		12	
År	Antal obs.	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%
1986	4-6	39	89	63	83	55	85	-	-	50	87	34	91

Tabel 5.5: Middelværdier for COD, Cr.
Ringsted anlæg

Rodzonestreg		1		2		3		4		5		6	
År	Antal obs.	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%
1984-85	5-6	-	-	23	89	31	85	-	-	23	89	-	-
1986	6-10	-	-	11	92	11	92	8	94	8	94	28	80
1987	11	7,2	97	10	96	5	98	5	98	11	97	56	78

Rodzonestreg		7		8		9		10 *		11		12	
År	Antal obs.	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%	Konc.Red.	%
1986	3-6	5,0	96	7,3	95	6,0	96	22	89	8,8	94	2,7	98

*): Enkelt observation fra 1984

Tabel 5.6: Middelværdier for BI₅, mod.
Ringsted anlæg, afløb

Tilsvarende er for BI₅ vist i tabel 5.6. Der ses i højere grad en forbedring i forsøgsperioden, og i 1987 er for streng 1-5 opnået afløbskoncentrationer på gennemsnitligt 5-10 mg BI₅. Der sker således en vidtgående rensning for nedbrydeligt organisk stof, bedre end man normalt observerer på biologiske rensningsanlæg, uden nitrifikation.

I anlæg B ses det samme lave koncentrationsniveau i afløbene.

Kvælstof	Indholdet af kvælstof er analyseret på tre fraktioner: Kjeldahl-N, ammoniak- og nitrit + nitrat-N. Indholdet af total-N fremkommer som sum af Kjeldahl-N og nitrit + nitrat-N.
Total-N	I tabel 5.7 er vist afløbskoncentrationer og de opnåede reduktioner i forhold til tilløbet for total-N. Med undtagelse af streng 2 og 6 opnås der generelt en god reduktion på omkring 75% svarende til et afløbskoncentrationsniveau på 10-15 mg N/l. For streng 2 opnås ca. 50% rensning for total-N. Kravet på 8 mg N/l, som er fastsat for større rensningsanlæg, overholdes således ikke. En væsentlig del af kvælstoffjernelsen sker formodentlig ved tilbageholdelse af organisk N på partikulær form med efterfølgende omsætning til andre kvælstoffraktioner.
Ammoniak-N.	Fjernelsen af ammoniak-N kan ske dels ved binding til jordmatricen, optagelse i planterne og bakteriel omsætning ved nitrifikation. Ved nitrifikationen dannes nitrit + nitrat-N, som eventuelt omsættes videre til frit kvælstof ved denitrifikation. Nitrit + nitrat-N findes i tilløbet ved lave koncentrationer (< 1 mg N/l), så forekomst af højere koncentrationer i afløbet viser således, at der har fundet nitrifikation sted. Af tabel 5.8 ses, at der i streng 1, 3, 4 og 5 samt i anlæg B sker fjernelse af ammoniak-N ned til koncentrationsniveau på 3-10 mg N/l svarende til 70-90% reduktion i forhold til tilløbet. Streng 2 udviser lavere fjernelse, formodentlig som følge af den højere hydrauliske og dermed organiske belastning. I streng 6 ses en ringe fjernelse. Ved sammenligning med tabel 5.8 ses, at ammoniak-N udgør hovedparten af total-N.
Nitrit + nitrat-N	I tabel 5.9 er vist afløbskoncentrationerne for nitrit + nitrat-N-fjernelsen. De angivne procenter er udtryk for, hvilken andel af den fundne fjernelse af ammoniak-N der som minimum kan tilskrives nitrifikation. Den aktuelle nitrifikation kan meget vel være større efterfulgt af en denitrifikationsproces, hvor frit kvælstof på N₂-form afgives som luft. For streng 1, 3, 4 og 5, hvor ammoniak-N-fjernelsen er størst, ses det, at den andel, der kan forklares ved nitrifikation uden efterfølgende denitrifikation, er lille, generelt lavere end 20%. For streng 2 er andelen større - ca. 35-50%. I anlæg B er der tale om lave koncentrationer af nitrit + nitrat-N, og det kan således ikke entydigt dokumenteres, at ammoniak-N-fjernelsen sker ved nitrifikation.

Rodzonestreng		1		2		3		4		5		6	
År	Antal obs.	Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1984-85	5-6	-	-	28	42	26	46	-	-	20	58	-	-
1986	6-10	7,5	82	27	36	19	55	22	48	10	76	38	10
1987	10-11	15	73	27	51	15	73	13	76	15	73	33	40

Rodzonestreng		7		8		9		10		11		12	
År	Antal obs.	Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1986	4-6	12	71	9,3	78	14	67	-	-	15	64	9,5	77

Tabel 5.7: Middelværdier for Kjeldahl-N
Ringsted anlæg, afløbskoncentrationer

Rodzonestreng		1		2		3		4		5		6	
År	Antal obs.	Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1984-85	5-6	-	-	18	44	22	31	-	-	16	50	-	-
1986	6-10	3,2	89	21	28	6,3	78	6,3	78	8,5	71	33	0
1987	10-11	7,7	76	19	41	6,4	80	6,2	81	8,9	72	24	25

Rodzonestreng		7		8		9		10		11		12	
År	Antal obs.	Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.		Konc.Red.	
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1986	4-6	8,3	71	6,3	78	7,0	76	-	-	10	65	8,0	72

Tabel 5.8 Middelværdier for ammoniak-N
Ringsted anlæg, afløbskoncentrationer

Rodzonestreng		1		2		3		4		5		6	
År	Antal obs.	Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %	
1984-85	5-6	-	-	7,8	49	1,5	6	-	-	1,1	1	-	-
1986	6-10	3,1	9	3,7	36	11,1	45	12,6	52	2,0	6	0,7	0
1987	10-11	5,9	21	6,5	45	7,5	27	5,8	20	3,1	10	2,3	20

Rodzonestreng		7		8		9		10		11		12	
År	Antal obs.	Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %		Konc.NH ₃ - mg/l red. %	
1986	4-6	2,2	7	0,8	0	4,2	15	-	-	1,8	5	1,2	2

Tabel 5.9: Middelværdier for nitrit + nitrat-N i afløb. Ringsted anlæg.

NH₃-reduktion-% er beregnet som forskel mellem nitrit + nitrat-N i afløb og tilløb divideret med forskellen mellem ammoniak-N i tilløb og afløb.

Fosfor

Fjernelsen af fosfor vil hovedsagelig være en binding til jordmatricen og dermed en ophobning. Af tabel 5.10 ses generelt en god fosforfjernelse på ca. 60-75% i forhold til de gennemsnitlige tilløbskoncentrationer. I streng 2 og 11, hvor jordmatricen udgøres af grus, er fjernelsen som forventet lavere. I streng 6 med fyld af overjord fra området tyder den ringe fosforfjernelse på, at der sker kortslutningsstrøm fra tilløb til afløb.

Rodzonestreng		Antal obs.		1		2		3		4		5		6	
				Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%
1984-85	5-6	-	-	-	-	11	28	8,2	46	-	-	6,8	55	-	-
1986	6-10	3,0	78	3,0	78	11	20	4,8	65	4,7	66	4,3	69	13	6
1987	10-11	6,2	64	6,2	64	11	36	4,5	74	5,8	66	6,5	62	12	31

Rodzonestreng		Antal obs.		7		8		9		10		11		12	
				Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%	Konc.Red. mg/l	%
1986	4-6	5,0	64	5,0	64	4,1	70	3,7	73	-	-	5,5	58	7,3	47

Tabel 5.10: Middelværdier for fosfor i afløb Ringsted anlæg.

Suspenderet
tørstof og
glødetab

Afløbskoncentrationer og reduktioner for suspenderet tørstof (SSTS) er vist i tabel 5.11.

Der ses generelt en vidtgående rensning for SSTS på mere end 80%. De ekstremværdier for tilløbskoncentrationerne, der er fundet i 1987, genses ikke i afløbene. Koncentrationsniveauet for streng 1, 2 og 3 og i anlæg B er på linje med, hvad man ser for velfungerende biologiske anlæg.

Det skal bemærkes, at i 1987 var tilløbskoncentrationerne af SSTS højere end tidligere år.

Rodzonestreg	Antal obs.	1		2		3		4		5		6	
		Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1984-85	5-6	-	-	8,8	97	38	87	-	-	23	92	-	-
1986	6-10	26	81	12	91	31	77	18	87	77	43	66	51
1987	10-11	22	96	11	98	23	96	37	94	66	89	97	84

Rodzonestreg	Antal obs.	7		8		9		10		11		12	
		Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.	Konc.	Red.
		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
1986	4-6	2,5	98	22	84	19	86	-	-	14	90	6,4	95

Tabel 5.11: Middelværdier for suspenderet tørstof
Ringsted anlæg

Sammenhængen mellem SSGT og SSTS er vist i tabel 5.12 som resultat af lineære regressionsanalyser. For tilløbet, hvor der er en fin lineær korrelation, udgør SSGT knap 80% af SSTS. En tilsvarende god korrelation og cirka samme forhold (75%) mellem SSGT og SSTS findes kun i streng 6, hvilket således tyder på, at der her sker kortslutning fra tilløb til afløb. For streng 5, hvor koncentrationsniveauet for SSTS er forholdsvis højt, er forklaringen formodentlig udvaskning af finkornet uorganisk materiale fra rodzonens lerholdige fyld. SSGT udgør her kun omkring 30% af SSTS.

	a	b	Antal obs. n	Korrela- tions- koeff. r^2
Tilløb	21	0,79	27	0,98
Streng 1	3,0	0,17	19	0,51
- 2	0,35	0,54	27	0,90
- 3	0,41	0,63	22	0,81
- 4	2,4	0,33	17	0,52
- 5	6,4	0,28	23	0,69
- 6	-9,7	0,75	20	0,96

Tabel 5.12 Regressionskonstanter for ligningen
 $SSGT \text{ (mg/l)} = a + b \cdot SSTS \text{ (mg/l)}$
 Ringsted anlæg, 1984-87

pH

pH har for samtlige tilløbs- og afløbsprøver ligget i det neutrale område i intervallet 7-8. Der er således ikke grund til at tro, at spildevandets pH har medført problemer for rodzoneanlæggenes funktion.

5.5 Faktorforsøg og variansanalyse

Faktorforsøg

Udformningen af strengene i forsøgsanlægget er tilrettelagt efter at kunne undersøge, om enkelte af faktorerne

- A - plantetype, dybde af anlæg og fald
- B - udplantningstæthed
- C - jordtype
- D - størrelse af indløbsfaskine

har haft en mærkbar indflydelse på rodzonestrogenes funktion. Der henvises til /1/ for mere detaljerede oplysninger om faktordesignet (hovedforsøg og delforsøg) og om databehandling (vari-ansanalyse).

Faktorforsøg er kun gennemført for parametrene hydraulisk kapacitet og permeabilitet. I princippet kunne faktorforsøg også gennemføres for f.eks. BI_5 , N- eller P-fjernelse pr m^2 , men det er vurderet, at datagrundlaget for anlæg B (streng 7-12) ikke er tilstrækkeligt hertil.

Variansanalyse

De ustabile driftsforhold for især anlæg B har udgjort et problem for databehandling (vari-ansanalyse) af faktorforsøgenes resultater, idet resultater fra både anlæg A og B indgår med lige vægt. Til brug for variansanalysen er derfor udvalgt perioder inden for årene 1984-86, hvor driften har været mest stabil. Baggrunden for valg af perioder fremgår af /1,2/; de aktuelle værdier, som er anvendt fremgår af tabel 5.13.

For 1987 har variansanalysen ikke kunnet gennemføres, da anlæg B udgik af faktorforsøgene.

	1984		1985		1986	
Streng	Arealbe- lastning $\text{mm} \cdot \text{d}^{-4}$	Permea- biljitet $10^{-4} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	Arealbe- lastning $\text{mm} \cdot \text{d}^{-4}$	Permea- biljitet $10^{-4} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	Arealbe- lastning $\text{mm} \cdot \text{d}^{-4}$	Permea- biljitet $10^{-4} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$
1	14	0,6	24	1,4	15	0,6
2	54	3,5	58	4,3	41	5,8
3	7,5	0,2	20	0,9	13	0,7
4	12	0,6	31	1,6	16	1,1
5	17	0,8	27	1,06	17	0,8
6	22	1,2	21	1,6	21	1,1
7	8,4	17	15	5,5	12	12
8	12	5,9	18	7,6	25	9,3
9	9,1	3,7	13	6,8	8,8	3,2
10	11	3,8	23	8,6	19	5,7
11	4,2	2,2	30	8,3	6,2	3,2
12	28	16	20	11	16	7,2

Tabel 5.13 Anvendte værdier (afrundet) til variansanalyse af faktorforsøgene

En oversigt over resultaterne af faktorforsøgene er vist i tabel 5.14. Et signifikansniveau på f.eks. 90% angiver, at der er mindre end 10% sandsynlighed for, at de aktuelle parameterværdier (arealbelastning, permeabilitet) er forårsaget af tilfældig variation uden indvirkning fra den aktuelle faktor. Et positivt fortegn angiver, at forholdene ved "højt niveau" bevirker en højere værdi for parameteren end forholdene ved "lavt niveau".

Ved variansanalysen anvendes kombinationen af 8 strenge som "hovedforsøg", og herudover udgør to forskellige kombinationer af 4 strenge to "delforsøg". Ses den samme tendens i både hoved- og delforsøg underbygger dette gyldigheden af resultatet. Hovedforsøget tillægges den største vægt.

År	Faktor	Hovedforsøg	Delforsøg 1	Delforsøg 2
		8 strenge	4 strenge	4 strenge
1984 1985 1986	A	H: Tagrør; 1 m; 8,2% L: Dunhammer; 0,5 m; 1,7% +87% ÷ ÷	+88% ÷ +87% Faktor A og D	÷ ÷ ÷
1984 1985 1986	B	H: 10 planter/m ² L: 3 - +83% ÷ ÷	(+97%) ÷ (+87%) Faktor B og C	(+86%) ÷ ÷ Faktor B og C
1984 1985 1986	C	H: Jord L: Ler ÷ ÷ +83%	H: Grus L: Ler +97% ÷ +87% Faktor B og C	H: Grus L: Jord +86% ÷ ÷ Faktor B og C
1984 1985 1986	D	H: Stor indløbsfaskine L: Lille - +75% ÷ +70%	(+88%) ÷ (+87%) Faktor A og D	÷ ÷ -89%

H: Højt niveau for faktoren
L: Lavt niveau for faktoren

Tabel 5.14 Signifikansniveauer for virkning af faktor A-D for rodzonernes hydrauliske kapacitet

Resultater

Af tabel 5.14 kan konkluderes:

- For det første halve driftsår (1984) har rodzonerne med tagrør i 1 m dybe anlæg og 8,2% fald haft en større hydraulisk kapacitet (signifikansniveau 87-88%) i forhold til rodzonerne med dunhammer i 0,5 m dybe anlæg og 1,7% fald. For de følgende år har der generelt ikke kunnet tolkes en forskel.
- Den tættere udplantningstæthed har haft en svag positiv effekt for det første halve år, men denne er senere blevet udlignet. For del-

forsøg 1 og 2 kan der ikke skelnes mellem faktor B og C. Det er dog mest sandsynligt, at det er anvendelsen af grus som fyldmateriale, der giver effekten.

- Grusstrengene giver en højere hydraulisk kapacitet end fyldet benævnt "ler".
- Størrelsen af tilløbsfaskinen viser for hovedforsøget en svag positiv effekt, men delforsøg 2 en negativ effekt. Sammenlagt vurderes størrelsen af tilløbsfaskinen ikke at skulle tillægges nogen betydende effekt.

Tilsvarende kan for permeabilitetskoefficienterne på baggrund af tabel 5.15 konkluderes:

- For de lave og flade anlæg med dunhammerbeplantning opnås generelt og med stor sikkerhed (signifikansniveau 86-99%) en større permeabilitet. Det formodes, at dette i væsentlig grad skyldes, at strømmingen i alle rodzonerne hovedsagelig sker i det øverste jordlag. Fyldmaterialet "udnyttes" således bedst i de lave anlæg.
- Udplantningstætheden udviser ikke nogen mærkbar effekt på permeabiliteten, og der kan ikke skelnes mellem de to typer fyldmaterialer "jord" og "ler".
- Den samlede effekt er positiv ved tæt udplantning i grus kontra spredt udplantning i "jord" eller "ler". Det er dog mest sandsynligt, at det er anvendelsen af grus som fyldmateriale, der giver effekten.

År	Faktor	Hovedforsøg	Delforsøg 1	Delforsøg 2
		8 strenge	4 strenge	4 strenge
1984 1985 1986	A	H: Tagrør; 1 m; 8,2% L: Dunhammer; 0,5 m; 1,7% -86% -99% -96%	÷ -99% ÷ Faktor A og D	-93% -99% -92%
1984 1985 1986	B	H: 10 planter/m² L: 3 - - ÷ ÷ ÷	+77% +96% +90% Faktor B og C	+86% +98% ÷ Faktor B og C
1984 1985 1986	C	H: Jord L: Ler ÷ ÷ ÷	H: Grus L: Ler +77% +96% +90% Faktor B og C	H: Grus L: Jord +86% +98% ÷ Faktor B og C
1984 1985 1986	D	H: Stor indløbsfaskine L: Lille - ÷ ÷ +80%	÷ (-99%) ÷ Faktor A og D	÷ ÷ -84%

Tabel 5.15 Signifikansniveauer for virkning af faktor A-D for rodzonernes permeabilitet

- Størrelsen af indløbsfaskinen spiller ind med modstridende resultater, og det vurderes, at denne ikke har nogen betydende effekt.

6. RINGSTED FORSØGSANLÆG, særskilte undersøgelser

Der er i løbet af forsøgsperioden foretaget særskilte undersøgelser som supplement til undersøgelserne af driften for 1984-87.

6.1 Profilmålinger

Som afslutning på de eksperimentelle undersøgelser på Ringsted anlægget er gennemført en detaljeret gennemmåling af streng 1-3 den 14.-16. juni 1988.

Prøvetagning på tilløb og afløb er foretaget på samme måde som programmet for 1984-87. Herudover er der udtaget prøver fra pejlerørene b, c og d for at karakterisere koncentrationsprofiler igennem disse tre strenge. Pejlerørsprøverne er udtaget af VKI og er i praksis gennemført ved først at oppumpe et vandvolumen svarende til ca. 3 gange vandvolumen i pejlerør. Herefter er ved langsom oppumpning med peristaltisk slangepumpe udtaget prøve med neddykket fyldning af prøvedunk, henholdsvis steriliseret glasflaske.

Prøverne er inden for få timer bragt til analyse på MLK-laboratoriet i Ringsted.

De tre strenge har været belastet op til deres hydrauliske kapacitet bedømt ud fra vandstande i rodzonernes forreste del.

Vandstanden i strengenes afløb blev før måledøg-nene hævet ca. 15 cm til ca. 25 cm under terræn med det formål at opnå en god udnyttelse af rodzonens del tæt under overfladen, hvor forekomsten af rodstængler er størst.

Der er foretaget registreringer af vandstande i rodzonerne og vandføringer i tilløb og afløb på samme måde som programmet for 1984-87.

6.1.1 Hydraulisk belastning

De gennemsnitlige tilløbs- og afløbsvandføringer er vist i tabel 6.1.

	Middelværdier 14.-16. juni 1988			Middel- værdier 1987	
	Tilløb mm/d	Afløb mm/d	Difference mm/d	Tilløb mm/d	Afløb mm/d
Streng 1	19	2	17	15	5
Streng 2	51	44	7	48	38
Streng 3	29	18	11	13	14

Tabel 6.1 Hydraulisk belastning ved profil-
målinger til sammenligning med 1987-
data. Ringsted anlæg

Det ses, at streng 1 og 2 har været belastet på samme niveau som i 1987, hvorimod streng 3 har modtaget en cirka dobbelt så høj belastning.

Ved de pågældende måledøgn ses en difference mellem tilløb og afløb på 7-17 mm/døgn. Samtidige målinger af fordampning fra beholder med overfladeareal på 0,22 m² (jf. afsnit 5.2) har som gennemsnit for de 3 måledøgn vist 20 mm/d. Det vurderes således, at fordampning kan forklare differencen i vandføringerne for de her udførte målinger.

6.1.2 Vandkemi

Analyseresultaterne for de udtagne prøver i forbindelse med profilmålingerne er samlet i bilag 9.

Organisk stof

I tabel 6.2 er vist, hvor store reduktioner der er opnået i forhold til den gennemsnitlige tilløbskoncentration for de 3 døgn. For de enkelte pejlerør er anført, hvor stor en del af rodzonens overfladeareal der er repræsenteret herved. Det ses, at hovedparten af reduktionen er sket i rodzonernes forreste del. De observerede spring i rensegrader fra pejlerør b til c (markeret med parentes) skyldes formodentlig prøveudtagningen, jf. afsnit om suspenderet stof.

Pejlerør	b	c	d	e	Gnsn. konc. afløb mg/l
Del af sam- let rodzone- areal	20%	40%	70%	100%	
Opnået reduktion:					
Streng 1	(74%)	68%	88%	93%	35
Streng 2	(86%)	81%	86%	90%	51
Streng 3	(79%)	76%	89%	90%	49

Tabel 6.2 Profilmålinger for COD total. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988. Gnsn. tilløbskoncentration 495 mg/l
(): Se bemærkningen s. 37

COD-omsætning

Fjernelsen af COD kan ske dels ved tilbageholdelse af partikulært materiale, dels ved biologisk nedbrydning. Forløbet af COD på filtrerede prøver er i højere grad et udtryk for den biologiske omsætning, der finder sted. I tabel 6.3 er vist omsætningen ned gennem rodzonestrengene udtrykt som procentdele af forskellen mellem tilløbs- og afløbskoncentrationer af COD-filt.

Pejlerør	b	c	d	e	Gnsn. konc. afløb mg/l
Del af sam- let rodzone- areal	20%	40%	70%	100%	
Del af omsætning:					
Streng 1	67%	74%	85%	100%	33
Streng 2	(76%)	70%	76%	100%	50
Streng 3	68%	74%	82%	100%	45

Tabel 6.3 Profilmålinger for COD filt. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988. Gnsn. tilløbskoncentration 330 mg/l

Det fremgår, at ca. 75% af omsætningen er forløbet inden for ca. 40% af rodzonens areal. Hvis anlægsstrengene havde haft denne længde (svarende til 2 1/2 gange så stor hydraulisk belastning), ville man således forvente denne omsætning opnået. For den aktuelle situation svarer dette til afløbskoncentration på ca. 115 mg COD filt/l.

Samtidige målinger af sulfatkonzentrationer (se bilag 9) viser for streng 2 og 3, at der sker sulfatreduktion i rodzonernes forreste del, hvorimod dette ikke er tilfældet for streng 1. Sulfatreduktionen kan dog kun redegøre for maksimalt ca. 6-9% af COD-omsætningen, så andre redoxprocesser må have større betydning.

Kvælstof

Omsætning af fraktioner ammoniak-N og nitrit + nitrat-N viser forskellige forløb for streng 1-3.

Streng 1 og 3 udviser en vidtgående fjernelse af $\text{NH}_3\text{-N}$ ned til afløbskoncentrationer på henholdsvis 0,7 og 4,6 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$, hvorimod afløbskoncentrationen i streng 2 er ca. 20 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$. Påvisning af nitrifikation er tydeligst i streng 3, hvilket på figur 6.1 ses som en stigning i $\text{NO}_{2+3}\text{-N-niveauet}$. Faldet i sulfatkonzentrationer i strengens forreste del angiver anaerobe forhold, og stigningen er tegn på, at aerobe forhold genvindes i strengens nedre del. Dette harmonerer med, at det er her nitrifikationen påvises.

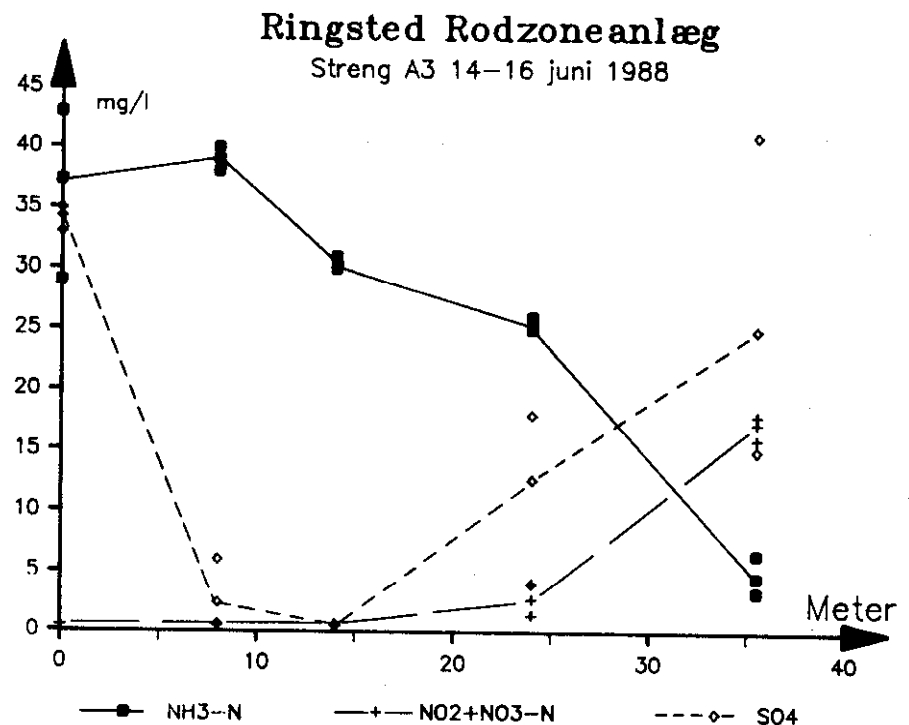


Fig. 6.1:

Profilmålinger for ammoniak-N, nitrat + nitrit-N og sulfat.
Ringsted anlæg

I tabel 6.4 er vist, hvorledes fjernelsen af ammoniak-N forløber gennem de tre anlægsstreng. Fjernelsen er relateret til den gennemsnitlige tilløbskoncentration.

Pejlerør	b	c	d	e	Gnsn. konc. afløb mg NH ₃ -N/l
Del af samlet rodzone-areal	20%	40%	70%	100%	
Opnået fjernelse:					
Streng 1	-9%	-2%	62%	98%	0,7
Streng 2	-9%	-4%	16%	46%	20
Streng 3	-5%	19%	31%	88%	4,6

Tabel 6.4 Profilmålinger af ammoniak-N. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988. Gnsn. tilløbskoncentration 37 mg NH₃-N/l

Stigningen, der ses i de forreste dele af rodzonerne, harmonerer med, at omsætningen af organisk stof her sker under anaerobe forhold.

Det fremgår, at fjernelsen af ammoniak-N for streng 1 og 3 finder sted i den nederste anlægs-halvdel. Streng 2 skulle således have været længere (svarende til en lavere hydraulisk belastning), hvis en videregående fjernelse af ammoniak-N skulle opnås.

Fosfor

Reduktionen i fosforkoncentrationer ned gennem de tre anlægsstreng er vist i tabel 6.5.

Pejlerør	b	c	d	e	Gnsn. konc. afløb mg P/l
Del af samlet rodzoneareal	20%	40%	70%	100%	
Opnået fjernelse:					
Streng 1	(31%)	27%	53%	75%	4,5
Streng 2	(29%)	-4%	-13%	7%	17
Streng 3	(27%)	31%	50%	50%	9,2

Tabel 6.5 Profilmålinger af total-P. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988. Gnsn. tilføbskoncentration 18 mg P/l.

Det fremgår, at fosforfjernelsen i streng 2 er marginal, hvorimod der i streng 1 og 3 ses en mere vidtgående fjernelse af fosfor. For streng 1 svarer dette til, hvad der er observeret i perioden 1984-87. For streng 3 var fjernelsen bedre i 1986-87.

Suspenderet stof/
glødetab

De gennemførte målinger i 1984-87 tyder på, at indholdet af tørstof for nogle af rodzonestrengene skyldes udvaskning af uorganisk finkornet materiale fra jordmatricerne. Det er derfor valgt at anvende resultaterne af glødetabsbestemmelserne til at beskrive tilbageholdelsen ned gennem rodzonestrengene.

Det skal bemærkes, at bestemmelsen af suspenderet stof og dermed også af glødetab for prøver fra pejlerørene er usikker på grund af, at pejlerørsslidserne i sig selv måske kan bevirke en filtreringsvirkning. Problemet anses for at være størst i de forreste pejlerør.

Pejlerør	b	c	d	e	Gnsn. konc. afløb mg SSGT/l
Del af samlet rodzoneareal	20%	40%	70%	100%	
Opnået fjernelse:					
Streng 1	(73%)	59%	95%	98%	5
Streng 2	(91%)	89%	95%	95%	12
Streng 3	(88%)	74%	95%	99%	3

Tabel 6.6 Profilmålinger af suspenderet tørstof. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988. Gnsn. tilløbskoncentration 215 mg SSGT/l

Observationer i pejlerør b antyder, at koncentrationerne af suspenderet stof måles for lavt og skal derfor ikke tillægges større betydning. Det fremgår, at den vidtgående rensning allerede har fundet sted inden for 70% af rodzonens areal.

6.1.3 Patogene mikroorganismer

Der er foretaget bestemmelser af patogene mikroorganismer målt som coliforme bakterier og fækale colibakterier, se bilag 9. Der ses generelt samme mønster for henfald af begge typer. I figur 6.2 er for streng 3 vist forløbet af henfaldet.

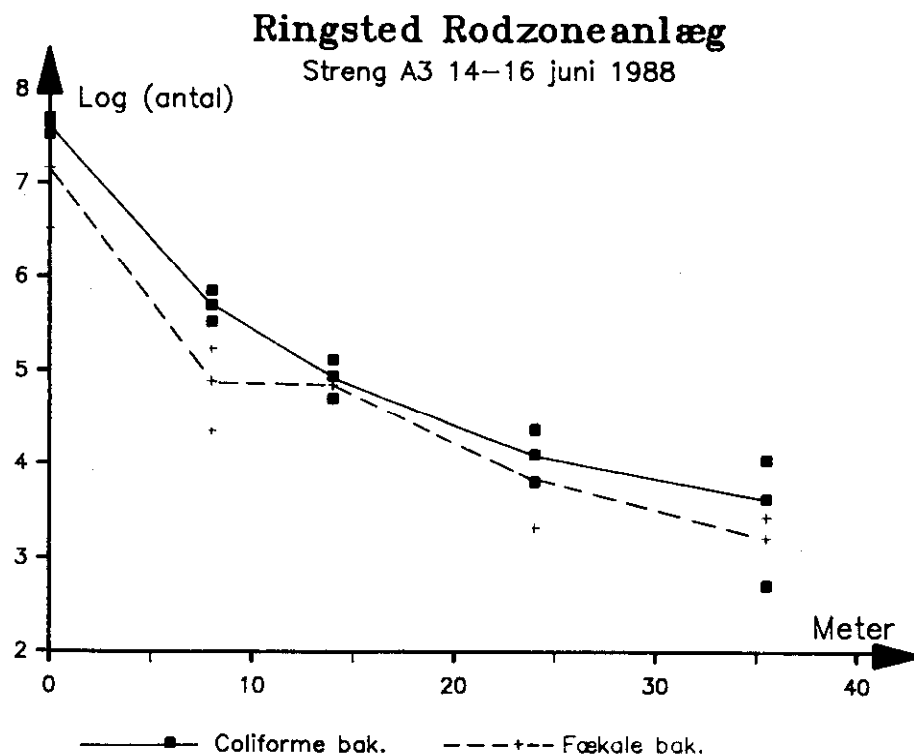


Fig. 6.2:

Profilmålinger. Coliforme bakterier og fækale colibakterier

Under antagelse af, at henfaldet af de patogene mikroorganismer i rodzoneanlægget foregår eksponentielt (1. orden reaktion), kan koncentrationen af f.eks. coliforme bakterier ind og ud af et rodzoneafnit udtrykkes som

$$C_u = C_i \cdot e^{-k \cdot t}$$

hvor

C_i , C_u er koncentrationen af coliforme bakterier ind og ud af rodzoneafsnittet (antal/100 ml)

k er en henfaldskonstant (d^{-1})

t er hydraulisk opholdstid i rodzoneafsnittet. I denne sammenhæng refereres til opholdstiden i porevolumenet med en valgt porøsitet på 0,3

Henfaldskonstanten k kan heraf bestemmes som

$$k = \frac{\ln(C_i/C_u)}{t}$$

Opholdstiden varierer mellem prøvetagningspunkterne samt ændring i vandføring fra tilløb til afløb. Ved beregning af værdier for k , som er vist i tabel 6.7, er porevolumenet beregnet ud fra en bredde og vanddybde i strengene på 1,5 m og 0,85 m og en porøsitet på 0,3. Vandføringen for de enkelte rodzoneafsnit er interpoleret mellem tilløb og afløb proportionalt med rodzoneafsnittens længde.

Rodzone-afsnit	Tilløb - pejlerør b	Pejlerør b pejlerør c	Pejlerør c pejlerør d	Pejlerør d afløb	Afløbs- konc. Antal 100 ml
Længde m	8	6	10	11	
Henfalds- konstant, k					
Streng 1	1,0	0,25	0,38	0,20	$0,27 \times 10^3$
Streng 2	- - 2,3	- - -	1,4	÷	64×10^3
Streng 3	1,8	0,85	0,51	0,20	$4,7 \times 10^3$

Tabel 6.7 Profilmålinger. Beregnede henfaldskonstanter for coliforme bakterier, k i døgn⁻¹. Temperatur 13-15°C. Ringsted anlæg 14.-16. juni 1988

Det fremgår, at det hurtigste henfald sker i den hårdest belastede streng 2 samt, at de forreste rodzoneafsnit er mere effektive end de senere. Dette tyder på, at den højere koncentration af aktiv biomasse, som må forventes, nær tilløbet medfører et hurtigere henfald.

Som forventet ses de laveste afløbskoncentrationer for de lavest belastede strenge. I alle tilfælde er der tale om en kraftig decimering fra koncentrationen i tilløbet på ca. 43×10^6 antal/100 ml.

Det skal bemærkes til de beregnede størrelser for k , at da strømmingen af spildevand næppe er fordelt over det samlede porevandvolumen, vil den sande hydrauliske opholdstid være mindre og henfaldskonstanterne tilsvarende større. For rodzoneanlæg med lavere dybde vil de angivne henfaldskonstanter således miljømæssigt set være på den sikre side.

6.2 Ophobning af stoffer i jordmatricer

I december 1987 er der som slut på forsøgsperioden foretaget en bestemmelse af ophobning af fosfor, Kjeldahl-N, aluminium jern og calcium i rodzonestregene 1-5. Ophobningen svarer til 3 1/2 års driftsperiode. Herudover er der på ekstraktion af prøverne bestemt kationskapacitet, pH og ledningsevne. På streng 1-3 er målt ophobning af en række tungmetaller. Der er for hvert af disse strenge udtaget 3 jordsøjler (nær tilløb, midt, nær afløb), som hver er fraktioneret (0-10, 10-20, 20-35, >35 cm). Måleresultater er vist i bilag 8.

Fosfor

I tabel 6.8 er vist den målte ophobning af fosfor og Kjeldahl-N på baggrund af forskel mellem aktuelle koncentrationer i rodzonerne og koncentrationer i prøver af det oprindelige fyldmateriale. Ved beregningerne er delprøverne vægtet over dybden for de enkelte søjler og de tre søjler pr. streng er vægtet med 25% for tilløb og afløb og med 50% for prøven i midt. Til sammenligning er vist en overslagsberegning for fjernelsen fra spildevandet baseret på årlige middelværdier for tilløbsvandføring og middelfald af tilløbskoncentrationer.

Streng	1 ler	2 grus	3 jord	4 jord	5 ler
Målt ophobning	21	17	3,8	3,6	12
Beregnet fjernelse fra spildevand	13	16	9	14	12

Tabel 6.8 Målt ophobning af fosfor (kg for 3 1/2 år) i jordmatricer til sammenligning med beregnet fjernelse. Ringsted anlæg, 1984-87

For streng 1, 2 og 5 ses en bemærkelsesværdig god overensstemmelse mellem den målte ophobning og beregnede fjernelse fra spildevandet. Der er tale om to uafhængige opgørelser, og den gode overensstemmelse er således udtryk for en god massebalance under forudsætning af, at fosfor kun fjernes fra spildevandet ved binding til rodzonen. For streng 3 og 4 formodes den dårlige overensstemmelse at skyldes en medregnet høj fosforkoncentration i fyldjorden på baggrund af

den udtagne prøve. Streng 3 og 4 indeholder de største fosformængder, gennemsnitlig 0,55 mg P/g jord, men prøven af den oprindelige fyldjord har vist 0,51 mg P/g jord.

Kvælstof

Massebalancen udviser ikke samme overensstemmelse for kvælstof, idet der her generelt er fundet lavere ophobninger end den beregnede fjernelse. En forklaring på dette kan være, at organisk-N kan omsættes til ammoniak-N, som herefter kan fjernes ved nitrifikation og denitrifikation. Tabel 6.9 antyder således, at der sker en reel kvælstoffjernelse ved denitrifikation til atmosfæren. Den særligt dårlige balance for streng 5 kan ikke umiddelbart forklares.

Streng	1 ler	2 grus	3 jord	4 jord	5 ler
Målt ophobning	8,7	23	6,8	21	-0,9
Beregnet fjernelse fra spildevand	40	83	27	46	36

Tabel 6.9 Målt ophobning af Kjeldahl-N (kg for 3 1/2 år) i jordmatricer til sammenligning med beregnet fjernelse. Ringsted anlæg, 1984-87

Generelt ses de højeste koncentrationer af både fosfor og kvælstof ved tilløbet i de øverste 10 cm, hvilket også var at forvente. Der er dog også undtagelser herfra.

Tungmetaller

Analyser for tungmetaller i jordprøven er foretaget for at få et indtryk af, om man kan forvente problemer af denne karakter ved en eventuel fremtidig udbringning af "brugte" rodzoner på landbrugsjord.

I tabel 6.10 er vist variationsintervaller for de undersøgte metaller til sammenligning med kravværdier og andre referencer.

	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
Streng 1 Opr. fyld	0,2-0,5 0,19	4-7 14*	21-32 12	9-22 13	2-8 10	10-27 35	42-122 47
Streng 2 Opr. fyld	0,2-0,6 0,2	1,3-3 1,5	11-17 9	5-58 5	3-8 2,9	4-7 3,5	23-180 23
Streng 3 Opr. fyld	0,2-1,2 0,3	3-4 4	13-19 14	10-12 11	9-14 16	6-12 12	45-60 51
Kravværdi		10	100	1000			4000
Normalværdi for dansk jord /6/	0,25		11,5	13	16	6,0	28

*): forekommer høj, kan umiddelbart ikke forklares

Tabel 6.10 Oversigt for tungmetalanalyser på jordprøver. Enhed mg/kg TS

Det fremgår, at for Co, Cr, Cu og Zn ligger de målte koncentrationer langt under kravværdierne. I øvrigt er mange af de fundne koncentrationer på niveau med, hvad der findes i normal dansk jord. Man vil således ikke forvente, at en eventuel udbringning af fyldmateriale fra rodzoneanlæg, der har behandlet almindeligt husspildevand, skulle give tungmetalproblemer for landbrugsjord.

6.3 Planteobservationer

Udviklingen af tagrør (*Phragmites australis*) og dunhammer (*Typha latifolia*) er fulgt ved observationer af de overjordiske skud og biomasse i 1985, -86 og -87. Formålet har dels været at undersøge, om der kunne konstateres sammenhænge mellem planternes udvikling og den biologiske rensning af spildevandet i rodzonestregene, dels at kunne danne reference til andre undersøgelser af rodzoneanlæg.

I november-december 1987 er der herudover foretaget en bestemmelse af den underjordiske plantebiomasse. Formålet med denne bestemmelse har udover som ovenfor nævnt været at karakterisere dybdeudbredelsen i anlæg A og hermed den del af rodzonerne, som forventes at være aktive.

6.3.1 Overjordiske plantedele

Observationer

Observationer er foretaget inden for permanent placerede felter i hver af 10 rodzonestrengene. I anlæg A er i hver streng udlagt to kvadrater à 25 x 25 cm umiddelbart opstrøms pejlerør b og d. I anlæg B er i hver streng udlagt tre felter à 50 x 100 cm umiddelbart opstrøms pejlerør b, c og d.

Vækststrategi

Fordelingen mellem vegetative og generative (blomstrende) skud observeret i september afspejler planternes vækststrategi. Vegetativ vækststrategi er udtryk for, at planterne er ved at etablere sig. Generativ vækststrategi forekommer, når planterne sætter høje skud, og er således et udtryk for, at planterne her afsætter ressourcer til blomstring og frødannelse.

Figur 6.3 viser for de 5 strenge udplantet med tagrør udviklingen i skudantal samt overjordisk biomasse for de tre år. For hver af strengene er vist skudantal og biomasse for observationer i starten af juni og midten af september.

Tagrør Ringsted 1985/86/87

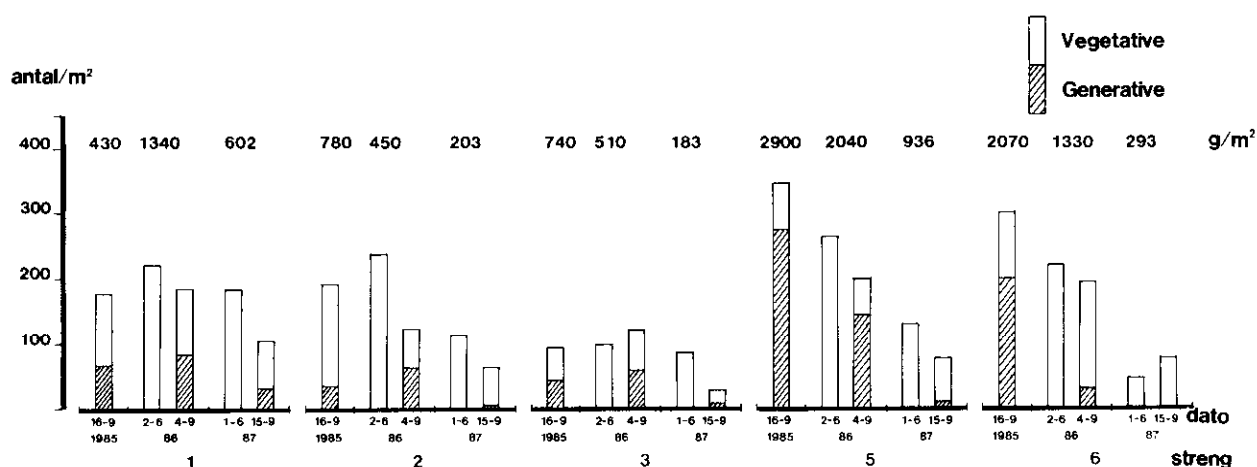


Fig. 6.3:

Biomasse i 1985, 1986 og 1987 i strengene med tagrør i Ringsted. Antal skud i de permanente kvadrater i september 1985 samt udviklingen i antallet af skud i 1986 og 1987

Skudantal

Streng 5 og 6 markerer sig med den største vækst og streng 2 og 3 med den laveste. I streng 2 og 3 har der fra 1986 udviklet sig en del andre plantearter (ukrudt). Tilvæksten i antal af

skud i løbet af vækstsæsonen sker efter 1985 som én skudgeneration med efterfølgende skududtynding i løbet af sæsonen og fremkomst af overvintrende skud relativt sent på efteråret. Det fremkomne antal skud i forsommeren 1986, henholdsvis 1987 var "ret optimistisk" bestemt af skudantalsniveauet i efteråret 1985, henholdsvis 1986. Tilpasningen til det aktuelle miljø skete ved en kraftig reduktion i skudantallet.

Som det fremgår var vækststrategien i 1985 ret "optimistisk", hvorimod 1986-87 viser lavere blomstringsfrekvens. Blomstringsfrekvensen varierede meget i alle strenge bortset fra streng 1, hvor en ligevægt synes at have indstillet sig.

Overjordisk biomasse

De opgjorte overjordiske biomasser inden for kvadraterne ved observationerne i september de tre år viser tilsvarende et aftagende forløb som tilpasning til det aktuelle miljø.

Med hensyn til såvel udvikling i hydraulisk kapacitet som rensningseffektivitet synes der ikke at være nogen direkte sammenhæng med udviklingen af de overjordiske plantedele. For rensningen er der tale om en tendens til forbedring i løbet af perioden, og streng 5 og 6 udviser ikke nogen bedre renseevne end streng 2 og 3.

Der er i bilag 7 foretaget en mere detaljeret beskrivelse af planteobservationerne, herunder sammenhænge for skudhøjde og biomasse. Desuden findes i /3, 4/ nøjere beskrivelse af de anvendte metoder.

6.3.2 Underjordiske plantedele

Der er udtaget tre boreprøver pr. streng ved henholdsvis tilløb, midt og ved afløb. For streng 1 og 2 er anvendt bor med indre diameter på 18,5 cm, for de resterende strenge på 10,0 cm. Prøverne er dybdefraktioneret, og der er bestemt tørvægt af henholdsvis rhizomer (jordstængler) og rødder. Data fra målingerne er vist i bilag 8.

I tabel 6.11 er som oversigt vist tørvægten af rhizomer og rødder opsummeret pr. m² jordoverflade. Prøven i midt er vægtet dobbelt så meget som prøver ved tilløb og afløb.

Streng	1 ler	2 grus	3 jord	4 jord	5 ler	6 jord
Rhizom g TS/m ²	1600	490	1000	630	1420	500
Rødder - - -	215	105	200	140	495	115
Dybde						
Rhizom cm	40-60	25-50	35-60	<20	30-55	35
Rod -	>70	>50	>70	35	>60	>50
Streng	7 ler	8 jord	9 jord	10 jord	11 ler	12 grus
Rhizom g TS/m ²	120	190	9	105	50	15
Rødder - - -	15	45	60	25	10	5

Tabel 6.11 Gennemsnitlige tørvægt og dybdeudbredelse af rhizomer og rødder
Ringsted anlæg, november-december 1987

Det skal nævnes, at der i anlæg B i flere tilfælde er udtaget boreprøver uden forekomst af rhizomer eller rødder. For dumhammer, som har færre, men kraftigere rhizomer end tagrør, er det vanskeligt at udtage repræsentative boreprøver.

Det fremgår dog klart af tabel 6.11, at såvel rhizom- som rod-tørvægten pr. arealenhed ligger på et niveau omkring en faktor 10 højere for tagrør end dunhammer. For streng 4 og 9, som har haft blandet beplantning, ses disse at have udviklet sig dårligere end de tilsvarende med samme fyldmateriale.

I anlæg A synes udviklingen for tagrørene at være bedst i strenge med lerfyld, dernæst jord og lavest i grusstrengen. I anlæg B kan der ikke skelnes mellem udviklingen i ler og jord, men grusstrengen udviser en ringe udvikling af de underjordiske plantedele.

Dybdeudbredelsen i anlæg A ses for streng 4 med blandet beplantning at være ringere end de øvrige. Bedst er dybdeudbredelsen i streng 1, 3 og 5. Det ses, at rhizomerne ikke har udviklet sig dybere end 60 cm under overfladen.

Af data i bilag 8 fremgår, at kun for streng 1 er udviklingen af rhizomer og rødder jævnt fordelt over dybden. For streng 5 og 6 er udviklingen højest i dybdefraktion 10-20 cm. Ellers er overfladelaget mest righoldigt. I anlæg B er der stort set ikke konstateret rhizomer eller rødder på mere end 25 cm dybde.

På baggrund af rhizomernes begrænsede dybdeudbredelse vurderes det, at dybden for fyldmateriale i rodzoner ikke behøver at være mere end 50-60 cm.

7. FORSØGSANLÆG I RØDEKRO

Forsøgsanlægget i Rødekro kommune er etableret i marts 1984 beregnet til at rense en delstrøm af spildevandet fra byen Hjordkær. Spildevandsafledningen herfra svarer til et opland på ca. 1900 PE.

7.1 Anlægsbeskrivelse

Udformning

Oversigtsplan og tværsnit er vist i figur 7.1.

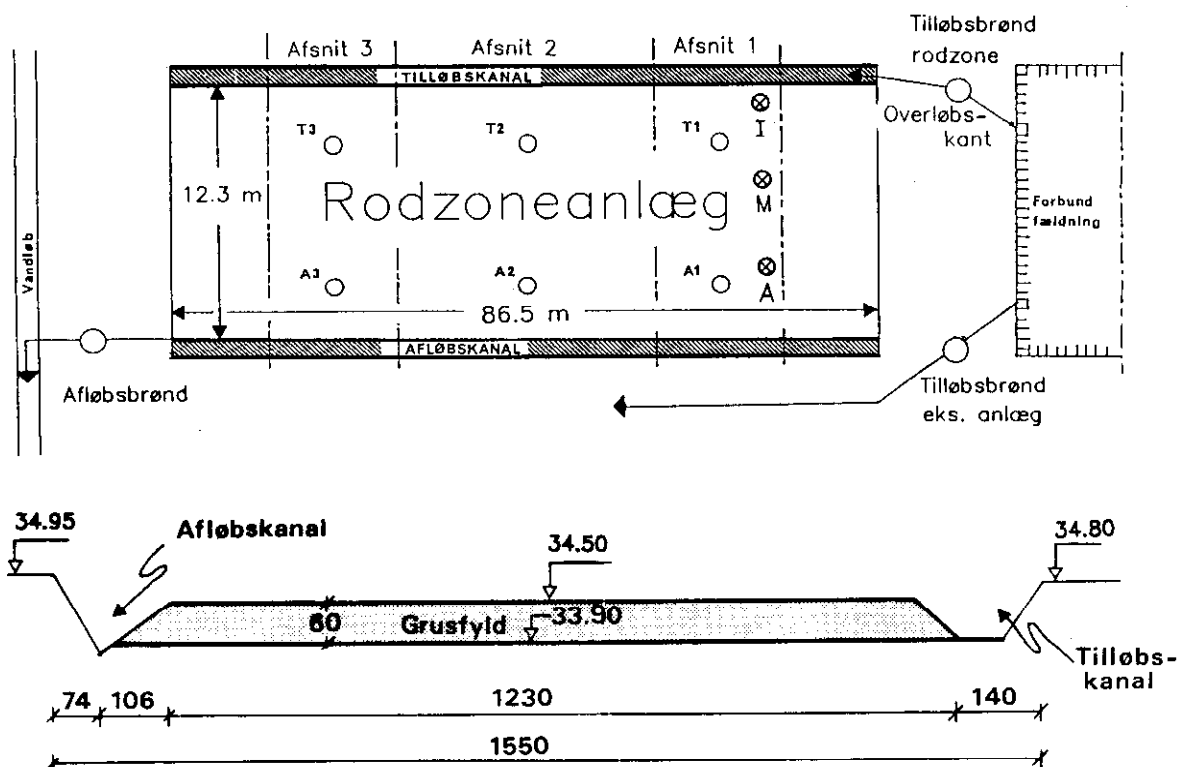


Fig. 7.1 Oversigtsplan med placering af pejlerør og tværprofil af rodzoneanlægget i Rødekro kommune

Volumenet af forbassinet er ca. 1675 m^3 . Rodzoneanlæggets overfladeareal og volumen er ca. 1060 m^2 og 650 m^3 , og porevolumen ved vandstand i terræn er ca. 260 m^3 .

Rodzonens fyldmateriale består af vasket filtrergrus, 2-8 mm. Middeldiameteren d_{50} er ca. 3,5 mm, og forholdet d_{60}/d_{10} er ca. 2. En kornstørrelsesfordeling fremgår af bilag 2. Ved tilløbs- og afløbskanal er grusskråningerne sikret med stenmateriale, diameter ca. 50-100 mm.

Beplantning

Hele rodzoneanlægget er i marts måned beplantet med tagrør (*Phragmites australis*). Planterne er hentet fra nærliggende søer og er udplantet med en tæthed på ca. 4 planter pr. m^2 . De enkelte planter er sat med rodstængler à ca. 15 cm længde uden overjordiske stængler.

I forbindelse med udplantningen har vandstanden i rodzoneanlægget været holdt ca. 10-15 cm under grusoverfladen. Der er i august 1984 foretaget en efterbeplantning med 2 planter pr. m², jævnt fordelt over hele anlægget.

7.2 Driftsforhold

Strategi

Strategien for tilledning af bundfældet byspildevand har fra starten været at tillede 1/3 af belastningen fra oplandet, dvs. svarende til spildevandsafledning (inkl. infiltrations- og drænvand samt regnvandsafstrømning) fra ca. 600 PE. Dette er opnået ved at etablere måleskod med rektangulær udskæring for tilløb til henholdsvis rodzoneanlæg og eksisterende bassinanlæg.

Måleskod

Måleskoddene er anbragt med samme bundkote for udskæringerne. Dimensionerne for de rektangulære udskæringer (b x h) har for tilløb til rodzoneanlæg været 6,0 x 8,3 cm og for tilløb til eksisterende bassinanlæg været 12,0 x 16,0 cm. I afløbet fra rodzoneanlægget har i hele forsøgsperioden været anbragt 90° V-overløb.

På grund af lejlighedsvis hydraulisk overbelastning med oversvømmning af rodzoneanlægget til følge blev udskæringen i tilløbets måleskod halveret til 3 cm bredde den 29. maj 1986. Dette gav ikke den ønskede effekt, idet måleskoddet hovedsagelig virkede som en dykket blende frem for at udgøre 1/6 af den samlede tilledning fra oplandet. Den 30. april 1987 blev etableret en dykpumpe, som efter hensigten skulle forsyne rodzoneanlægget med ca. 50 m³/d.

Vinterdrift

Rodzoneanlægget har været i drift i hele undersøgelsesperioden, og selv om der har været tilfrysninger af vandoverfladen i tilløbs- og afløbskanaler samt i selve rodzonen, har der hele tiden været tilløb og afløb fra anlægget.

7.2 Hydraulisk belastning

7.3.1 Vandstande

Der foreligger data fra pejlinger af vandstande i tilløbskanal, afløbskanal og pejlerør. I 1984 var vandspejlsforskellen mellem tilløb og afløb ca. 10 cm voksende til ca. 20 cm i 1985 og ca. 30 cm i 1986 og 1987. Dette svarer til vandspejlsgradierter, som er øget fra ca. 0,8% til ca. 2,4%.

Pejlerørene blev oprenset i maj 1986, og ud fra vandstandsobservationer i juni-august 1986 fremgår det, at vandspejlsgradienter er domineret af rodzonens tilløbsdel. Vandspejlsgradienten fra tilløbskanalen til de forreste pejlerør T1-T3, dvs. på en fjerdedel af vandets strømningsvej, udgør 50-80% af den samlede gradient. Der er således tale om en vis tilstopningseffekt i tilløbsdelen. Data for perioden juni-december 1986 er vist i bilag 5.

Hydraulisk belastning

Der er i forbindelse med prøveudtagninger bestemt døgnvandføringer i afløbet. Dette er foretaget af Det Kommunale Laboratorium (DKL), Åbenrå. Resultaterne herfra er vist i bilag 5.

Der har været udført kontinuerte niveauregistringer opstrøms måleskod først i tilløbet og herefter i afløbet, men der er konstateret store forskelle mellem de heraf beregnede vandføringer og tilsvarende målt af DKL. Sidstnævnte er vurderet at være mest nøjagtige og er derfor anvendt til at karakterisere den hydrauliske belastning.

Vandføringens fordeling

Af bilag 6 fremgår det, at på trods af de nævnte tiltag for at reducere tilløbsvandføringen kan der ikke konstateres nogen tendens i de afledte vandmængder. Til karakteristik af den hydrauliske belastning er i figur 7.2 vist en hyppighedskurve for døgnvandføringerne baseret på samtlige målinger. De tilgrundliggende data er baseret på tidsmæssigt jævnt fordelte observationer for de enkelte år. Heri er således inkluderet de variationer, som skyldes årstid, nedbør og den usystematiske variation, som spildevandsafledning er underlagt. Weekenddøgn er ikke inkluderet i målingerne, men grundet ringe industribelastning i oplandet forventes weekenderne ikke at adskille sig væsentligt fra hverdagene.

Af figuren, som også kaldes et fraktildiagram, kan aflæses fraktilværdier som vist i tabel 7.1. En værdi for en 60% fraktil angiver, at værdier herunder forekommer for 60% af observationerne, hvilket her svarer til 60% af tiden.

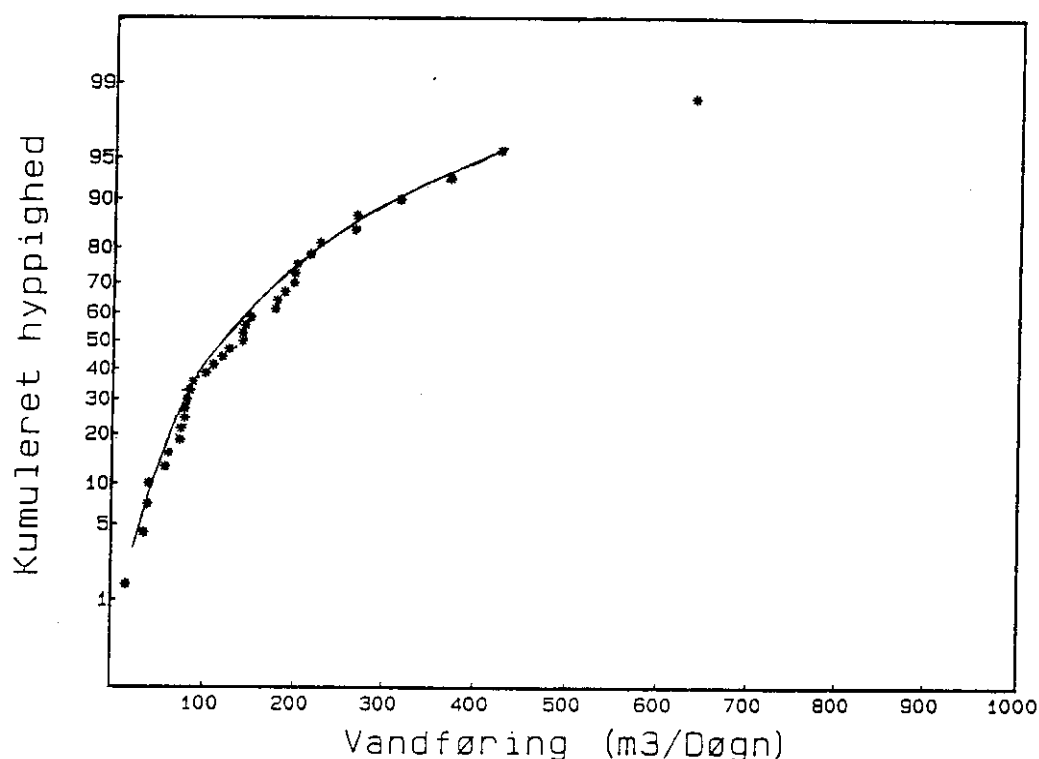


Fig. 7.2 Hyppighedskurve for døgnvandføringer i afløb fra rodzoneanlæg i Rødekro kommune

Fraktil	Vandføring m ³ /d
30%	81
50%	122
60%	148
85%	265

Tabel 7.1 Udvalgte fraktilværdier for døgnvandføringer i afløb fra rodzoneanlæg i Rødekro kommune

Den gennemsnitligt forekommende vandføring på ca. 122 m³/d svarer til en arealbelastning på ca. 115 mm/d. I mangel af brugbare vandføringsmålinger for tilløbet er det valgt at anvende afløbsmålingerne til også at karakterisere tilløbet. Evapotranspirationen (nettofordampningen) for anlægget vurderes at være lille i forhold til spildevandsbelastningen. Værdier for nettofordampningen målt i Ringsted på omkring 10 mm/d i sommerhalvår vurderes at være i overkanten for Rødekro-anlægget, og der vil således være tale om forskelle mellem tilløb og afløb på mindre end 10%.

Betydningen for stoftransportberegninger foretaget i de følgende afsnit vil være i retning af en lille undervurdering af stofomsætningen i rodzoneanlægget.

7.4 Vandkemiske analyser

Prøveudtagning

Både tilløbs- og afløbsprøver er udtaget som flow-proportionale døgnprøver. En oversigt over analyseresultater i form af tabeller og figurer med den tidsmæssige udvikling i koncentrationer og stoftransporter findes i bilag 6.

Generelt fremgår der for tilløbet, dvs. belastningen med forurenende stoffer, ikke nogen gennemgående tendens i forsøgsperioden. De forekommende variationer afspejler i højere grad enten årstidsvariationer eller tilfældige variationer. Til karakterisering af tilløbet er derfor anvendt gennemsnitsbetragtninger for det samlede datagrundlag.

Organisk stof

For organisk stof målt som COD udviser tilløbskoncentrationerne en årstidsvariation med maksimum i maj-juli. For stoftransporten er der i højere grad tale om tilfældige variationer, dog har der været en forhøjet belastning i efterår 1985-forår 1986. For afløbets vedkommende ses både for koncentrationerne og transporterne en årstidsvariation i vinter-forårs månederne, formodentlig som følge af lavere temperaturer.

Det samme billede tegner sig for BI_5 . Det skal bemærkes, at analyser udført før 1987 ikke har været udført som modificeret BI_5 og således kan indeholde et vist iltforbrug til nitrifikation. For afløbets vedkommende ses ligeledes forhøjede koncentrationer om vinteren, formodentlig som følge af lavere temperatur. For målingerne fra sommer og efterår synes der at være tendens til et lavere koncentrationsniveau hen igennem forsøgsperioden.

	Konc. mg/l	Reduktion	Transport kg/d	Reduktion
Tilløb 1984-85	257		43	
Afløb 1984-85	79	71%	9,1	72%
1986	68	74%	12,4	69%
1987	81	71%	22	62%

Tabel 7.2 Middelværdier for COD, Cr
Reduktion er vurderet for tilløb
tilsvarende år, Rødekro anlæg

	Konc. mg/l	Reduktion	Transport kg/d	Reduktion
Tilløb 1984-86	150		22	
1987 (BI ₅ mod)	109		26	
Afløb 1984-85	57	63%	7,5	63%
1986	42	72%	10,6	58%
1987	19	83%	6,9	73%

Tabel 7.3 Middelværdier for BI₅, Rødekro anlæg

Den observerede rensning må betegnes som en moderat fjernelse af organisk stof i forhold til, hvad der er opnåeligt ved en biologisk rensning. Dette skyldes formodentlig den relativt høje belastning. Som gennemsnit af alle data har belastningen pr. arealenhed (rodzonens overfladeareal) udgjort ca. 22 g BI₅/m² d eller omregnet ca. 1/3 PE/m².

Det er sandsynligt, at den biologiske omsætning under disse forhold foregår anaerobt. Dette understøttes af syns- og lugtbedømmelser for mange af afløbsprøverne. I sommerhalvåret 1987, hvor der er observeret en mere vidtgående BI₅-fjernelse, har belastningen pr. arealenhed været ca. halvt så stor, dvs. på niveau omkring 10 g BI₅/m² d.

Kvælstof

Indholdet af total kvælstof (fremkommer som sum af analyser for Kjeldahl-N og nitrit+nitrat-kvælstof) udviser for tilløbet ikke nogen gennemgående tendens. For afløbet er der en svag tendens til lavere koncentrationer i løbet af forsøgsperioden. Stoftransporten har ud over et forhøjet belastningsniveau i efteråret 1985-foråret 1986 varieret tilfældigt og udviser ikke nogen tydelig årstidsvariation.

Et tilsvarende billede tegner sig for ammoniak- og nitrit+nitrat-kvælstof. Hovedparten af total kvælstof udgøres af ammoniak-kvælstof.

I tabel 7.4 er vist en oversigt for koncentrationerne, stoftransporter og opnået reduktion igennem rodzoneanlægget. Det fremgår, at der er tale om en yderst beskeden kvælstoffjernelse. Dette skyldes formodentlig, at der under de aktuelle belastningsforhold generelt ikke sker nitrifikation. Det skal dog bemærkes, at der i sommerperioden 1987, hvor den organiske belastning har været lavere, lejlighedsvis optræder højere nitrit+nitratkoncentrationer i afløbet end i tilløbet, hvilket kan indikere en svagt begyndende nitrifikation. Fuld nitrifikation har dog ikke forekommet.

	Konc. mg/l	Reduktion %	Transport kg/d	Reduktion %
Tilløb 1984-87	38		5,6	
Afløb 1984-85	31	25%	3,6	28%
1986	27	22%	3,9	16%
1987	24	32%	5,5	23%

Tabel 7.4 Middelverdier for Total-N, Rødekro anlæg

Fosfor

Tilløbskoncentrationerne af fosfor er præget af tilfældige variationer gennem hele forsøgsperioden. De tilhørende stoftransporter bærer ligeledes præg heraf, dog med en forøget belastning i efterår 1985 -forår 1986. Afløbskoncentrationerne viser for 1987 tendens til lavere værdier.

Af tabel 7.5 fremgår det, at der er tale om en helt marginal fosforfjernelse. Tendensen til en bedre fjernelse i 1987 kan eventuelt skyldes delvis aerobe forhold, hvorunder en tilbagehol-

delse i jordmatricen kan forventes. Det skal bemærkes, at en eventuel senere organisk overbelastning med helt anaerobe forhold til følge kan forventes at bevirke en udvaskning af det ophobede fosfor.

	Konc. Reduktion		Transport Reduktion	
	mg/l	%	kg/d	%
Tilløb 1984-87	11,8		1,8	
Afløb 1984-85	11,6	10%	1,5	12%
1986	10,1	6,5%	1,5	3%
1987	6,3	39%	1,6	23%

Tabel 7.5 Middelverdier for Total P, Rødekro anlæg

Regressions-analyse

I tabel 7.6 er vist resultat af en lineær regressionsanalyse mellem koncentrationerne af orto-P og total-P. Der er en god lineær sammenhæng, og det fremgår, at orto-P i tilløbet udgør ca. 83% af total-P mod ca. 73% i afløbet. I det omfang, en fosforfjernelse vil være påkrævet, kan det overvejes at gennemføre en kemisk fældning i sedimentationsdele før rodzoneanlægget med lejlighedsvis fjernelse af slammet fra dette trin.

	Regressionskonstanter			
	a	b	Antal obs. n	Korrelation r ²
Tilløb	-0,11	0,83	9	0,85
Afløb	-0,03	0,73	9	0,76

Tabel 7.6 Regressionskonstanter for ligningen
Orto-P (mg/l) = a + b + Total-P (mg/l),
Rødekro anlæg, 1987-data

Suspenderet tørstof og glødetab

Koncentrationen af suspenderet tørstof i tilløbet udviser som for COD en årstidsvariation med maksimum i maj-juli. Stoftransporten er dog præget af tilfældige variationer i løbet af forsøgsperioden, dog med en forhøjet belastning

i efteråret 1985 - foråret 1986. På nær få ekstremværdier har såvel koncentrationerne som transporten i afløbet ligget på et jævnt og lavt niveau gennem hele forsøgsperioden.

Et tilsvarende billede tegner sig for glødetab af suspenderet tørstof.

I tabel 7.7 er vist en oversigt for middelværdier af koncentrationer og stoftransporter af suspenderet tørstof.

	Konc. Reduktion		Transport Reduktion	
	mg/l	%	kg/d	%
Tilløb 1984-87	86		13,8	
Afløb 1984-85	15	81%	1,8	83%
1986	11	86%	1,9	85%
1987	14	84%	3,4	82%

Tabel 7.7 Middelværdier for suspenderet tørstof, Rødekro anlæg

Det fremgår, at der gennem hele forsøgsperioden er sket en vidtgående rensning for suspenderet stof ned til et koncentrationsniveau, som svarer til en god biologisk rensning.

Regressions- analyse

Resultat af en lineær regressionsanalyse er vist i tabel 7.8. Det ses, at glødetabet (SSGT) udgør omkring 57-58% af suspenderet tørstof (SSTS) for både tilløb og afløb. Korrelationen er bedst for afløbet. Dette harmonerer med, hvad man kan forvente. I indløbet vil forholdet variere mere som følge af periodevise bidrag med uorganisk jordmateriale fra regnafstrømning. I afløbet er forholdet på ca. 58% lidt lavere end den sammensætning, man generelt finder for slam i aktiv-slamanlæg (60-70% for langtidsbeluftning), hvilket dels kan skyldes en vidtgående nedbrydning af slammet i rodzonen, dels en medrivning af materiale fra rodzonen.

	Regressionskonstanter			
	a	b	Antal obs. n	Korrelations- koeff. r^2
Tilløb	6,3	0,57	32	0,37
Afløb	1,3	0,58	32	0,68

Tabel 7.8 Regressionskonstanter for ligningen
 $SSGT \text{ (mg/l)} = a + b + SSTS \text{ (mg/l)}$,
 Rødekro anlæg, data for 1987

pH

pH for både tilløbs- og afløbsprøver ligger som forventet i det neutrale område med et gennemsnit på ca. 7,3. For tilløbet observeres for enkelte værdier i sommerhalvåret værdier mellem 6,5 og 7. Dette kan muligvis tilskrives en anaerob omsætning af organisk stof med dannelse af organiske syrer i sedimentationsbassinet beliggende før rodzoneanlægget.

7.5 Planteudvikling

Observationer

Der er foretaget observationer af tagrørenes udvikling i 1985, -86, og -87. Observationerne er foretaget inden for 3 kvadrater af 1 m x 1 m placeret henholdsvis nær indløbet (I) for vandets strømning i rodzonen, i midten (M) samt nær afløbet (A). Placeringen, som har været permanent for de 3 år, er markeret på figur 5.1. Observationerne er ikke et repræsentativt udtryk for tagrørenes udbredelse i rodzoneanlægget, men angiver for de samme stikprøver udviklingen fra år til år.

Figur 7.3 viser udviklingen i skudantal samt overjordisk biomasse for de 3 år.

Tagrør Rødekro 1985/86/87

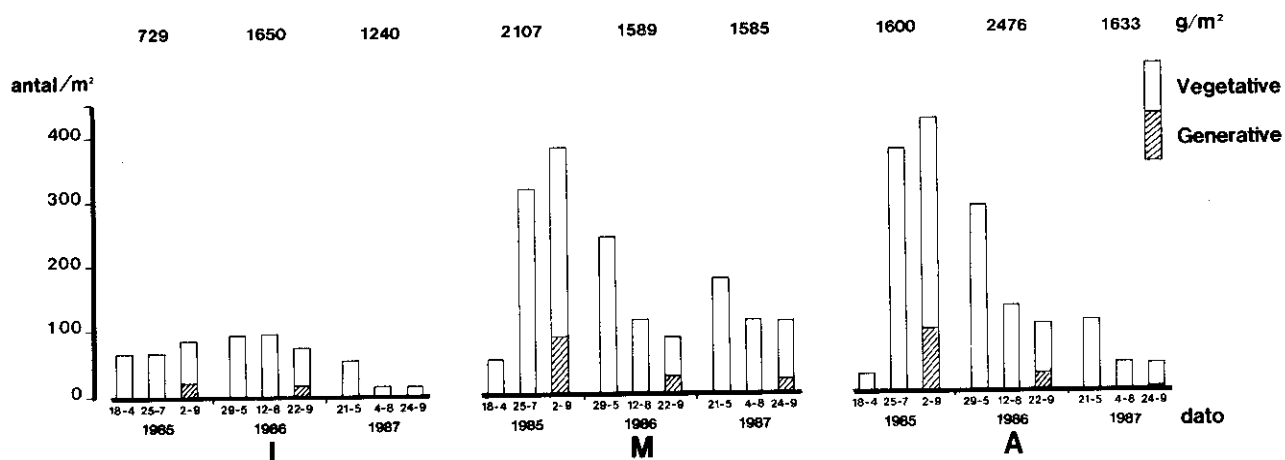


Fig. 7.3: Udvikling i antallet af tagrørsskud i de permanente kvadrater samt biomasse i Rødekro i 1985, 1986 og 1987. I: Indløb, M: midten, A: afløb.

1985-86

I løbet af sæsonen 1985 blev der observeret en kraftig tilvækst i antallet af skud i midten og i afløbssiden. En tilsvarende tilvækst blev ikke observeret noget sted i 1986. Tværtimod udviste både midt- og afløbssiden en kraftig (65%) reduktion i skudantallet i forhold til skudantallet ved den første analyse.

1987

Ved analysen i foråret 1987 var skudantallet lavest i indløbssiden som i de to foregående år. Det største antal skud forekom i midten af anlægget. I løbet af sommeren foregik der i alle perm. kvadrater en kraftig reduktion i skudantallet, størst i ind- og afløbssiden (hhv. 73% og 62% reduktion). Slutresultatet var et væsentligt højere antal skud i midten end i de to sider.

Det ses, at udviklingen i de 3 kvadrater er vidt forskellig. Skudantallet har i indløbsdelen været lavt gennem hele perioden og uden tilvækst i løbet af hver sæson. For kvadraterne i midten og ved afløbet blev der i 1985 observeret en meget kraftig tilvækst i skudantal i løbet af

sæsonen modsat billedet i 1986 og -87, hvor der skete en kraftig reduktion fra maj til august-september.

Overjordisk biomasse

Den samlede overjordiske biomasse inden for kvadraterne opgjort ved observationerne i september udviser ikke så store forskelle og har ikke direkte sammenhæng med skudantal. Til sammenligning kan nævnes, at biomassetætheden for tagrør i rørsump ved Troelstrup sø ved en undersøgelse i 1981 er fundet til 834 g/m². Denne rørsump repræsenterer en naturlig forekomst af tagrør under gunstige vækstforhold. Inden for kvadraterne i Rødekro anlægget ses biomassen således at være op til 2-3 gange højere.

Fordelingen mellem vegetative og generative (blomstrende) skud observeret i september afspejler planternes vækststrategi. Vegetativ vækst er udtryk for, at planterne er ved at etablere sig. Generativ vækst forekommer, når planterne sætter høje skud, og er således et udtryk for, at planterne her afsætter ressourcer til blomstring og frødannelse.

Som det fremgår, har vækststrategien i 1985 været ret "optimistisk", hvorimod 1986-87 viser lavere blomstringsfrekvens. Kun for kvadratet i midten synes en ligevægt at have indstillet sig.

I bilag 7 findes en mere detaljeret beskrivelse af observationerne og tolkning heraf.

8. SAMMENSTILLING AF RESULTATER

Overblik

For at få et overblik over den opnåede rensning i de udviklede rodzoner (3 år gamle) er i tabel 8.1 vist en sammenstilling for streng 1-5 i Ringsted anlæg med Rødekro anlæg. Streng 6 er ikke medtaget grundet den dårlige vandbalance og kortslutningsstrøm til afløbet. Streng 7-12 er ikke medtaget, da datagrundlaget her er ringere, og driften ikke har været stabil. De opnåede afløbskoncentrationer fra disse strenge er dog på niveau med streng 1-5.

Streng		1	2	3	4	5	Rødekro
Jordtype Beplantning		ler tagrør	grus tagrør	jord tagrør	jord blandet tagrør	ler tagrør	grus tagrør
Hydraulisk belastning, 1987	mm/d	15	48	13	16	15	115
Organisk belastning, 1987	g BI ₅ /(m ² ·d)	3,8	12	3,3	4,0	3,8	24
Gnst. afløbskonc. 1987							
COD, Cr	mg/l	47	51	48	57	64	81
BI ₅ mod.		7	10	5	5	11	19
Total-N		15	27	15	13	15	24
NH ₃ -N		8	19	6	6	9	21
Total-P		6	11	5	6	7	6,3
SSTS		22	11	23	37	66	14
Reduktion, 1987	g/(m ² ·d)						
BI ₅ mod.		3,7	11,7	3,1	3,8	3,7	17,6
Total-N		0,6	1,3	0,52	0,67	0,6	1,5
Total-P		0,17	0,30	0,17	0,18	0,16	0,47
Plantebiomasse	g TS/m ²						
Overjordisk		602	203	183	-	936	(ca. 1500)*
Underjordisk (rhizom)		1600	490	1000	630	1920	-

*) : Gennemsnittet af 3 udlagte kvadrater, formodentlig for højt i forhold til anlæggets gennemsnit

Tabel 8.1 Sammenstilling af rensningsresultater, Ringsted og Rødekro anlæg 1987

Afløbs- koncentration

Det fremgår, at Rødekro anlægget i forhold til strengene i Ringsted har haft en væsentlig højere både hydraulisk og organisk belastning. Det generelle træk er, at de hårdest belastede strenge

også har de højeste afløbskoncentrationer, omend udsvingene er små. Omregnet fra den organiske belastning har f.eks. streng 1, 4 og 5 et arealforbrug på ca. 15 m²/PE. Ved sammenligning mellem resultaterne fra Ringsted og Rødekro-anlæggene skal man endvidere være opmærksom på, at der er mindre repræsentation af målinger i vinterhalvåret fra forsøgsanlægget i Ringsted.

Reduktion

Stoffjernelsen pr. arealenhed adskiller sig for streng 2 og Rødekro anlægget ved et højere niveau, dvs. en højere rensningsevne pr. m² rodzone end de øvrige strenge, som indbyrdes er ret ens.

Plantebiomasse

Der kan ikke ses nogen direkte sammenhæng mellem hverken over- eller underjordisk plantebiomasse og den opnåede rensningseffektivitet. Det er således ikke muligt ud fra undersøgelsen at sætte tal på planternes faktiske betydning i rensningsprocessen.

De udførte profilmålinger (afsnit 6.1) har vist, at en væsentlig del af omsætningen af opløst organisk stof finder sted i rodzonernes forreste del. Der forekommer her sulfatreduktion ved høj organisk belastning (streng 2 og 3), men denne kan maksimalt forklare 6-9% af COD-omsætningen. Længere nedstrøms i rodzonerne ses nitrifikation, som viser, at aerobe (iltrige) forhold genskabes. Det må således konstateres, at der sker en overførsel af ilt til spildevandet i rodzonerne.

Samlet vurdering

Sammenfattende vurderes det, at rodzoneanlæg med den rette udformning kan være velegnede til rensning af bundfældet spildevand. På grund af de relativt store arealkrav formodes anlæggene at have det største potentielle for mindre installationer, hvor pladsen er til rådighed, og hvor der ikke stilles krav til videregående nærings-saltfjernelse.

9. KONKLUSION

På baggrund af de gennemførte undersøgelser kan det konkluderes, at det i rodzoneanlæg til behandling af husspildevand forrenset med bundfældning ved hydrauliske belastninger på ca. 15-50 mm/d er muligt at opnå:

- en vidtgående rensning (> 95%) for organisk stof med gennemsnitlige afløbskoncentrationer for modificeret BI₅ på ca. 5-10 mg/l.
- en god rensning (50-75%) for total-kvælstof med gennemsnitlige afløbskoncentrationer på ca. 10-25 mg N/l. En væsentlig rensning sker ved tilbageholdelse af Kjeldahl-kvælstof i jordmatricen. Nitrifikation ses i et vist omfang ved lave arealbelastninger om sommeren.
- en god rensning (50-75%) for fosfor med gennemsnitlige afløbskoncentrationer på ca. 4-6 mg P/l. Rensningen sker ved tilbageholdelse af fosfor i jordmatricen. Anlæg med grusfyld og høj belastning udviser ringere rensning for fosfor.
- en vidtgående rensning (> 80%) for suspenderet tørstof og glødetab med gennemsnitlige afløbskoncentrationer på < 10 mg/l suspenderet tørstof glødetab.
- en vidtgående rensning for patogene mikroorganismer med en decimeringsfaktor på > 1000 i forhold til tilløbet.

10. REFERENCER

- /1/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV:
Fysisk beskrivelse af rodzoneanlæg i Ringsted og Rødekro kommuner, forsøgsplan og indledende resultater.
Revideret statusrapport til Miljøstyrelsen, 1986.
- /2/ Vandkvalitetsinstituttet, ATV:
Ringsted og Rødekro rodzoneanlæg. Resultater fra 1986 og forsøgsplan for 1987.
Arbejdsrapport til Miljøstyrelsen, 1987.
- /3/ Miljøstyrelsens Center for Jordøkologi:
Analyse i 1985 af væksten af tagrør (*Phragmites australis*) og dunhammer (*Typha latifolia*) i rodzoneanlæggene i Rødekro og Ringsted.
Notat af 22. november 1985.
- /4/ Miljøstyrelsens Center for Jordøkologi:
Analyse i 1986 af væksten af tagrør (*Phragmites australis*) og dunhammer (*Typha latifolia*) i rodzoneanlæggene i Rødekro og Ringsted.
Notat af 15. oktober 1986.
- /5/ Cirkulære om bortskaffelse af slam fra spildevandsrensingsanlæg.
Miljøministeriet 1985-01-16-C.
- /6/ Tjell, J. C. & M. F. Hovmand:
Metal concentrations in Danish arable soils.
Acta Agriculturae Scandinavica 28, 1978.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.:

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 7

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Rodzoneforsøgsanlæg

Undertitel:

Forsøgsanlæg i Ringsted og Rødekro

Forfatter(e):

Jacobsen, Bo Neergaard; Nielsen, Kirsten Sloth

Udførende institution(er):

Vandrensningsrådet (spons); Vandkvalitetsinstituttet

Resumé:

I perioden 1984-87 er gennemført undersøgelser for spildevandsrensning efter rodzonemetoden på forsøgsanlæg i Ringsted og Rødekro kommuner. Det vurderes, at rodzoneanlæg med den rette udformning kan være velegnede til rensning af bundfældet husspildevand. På baggrund af de relativt store arealkrav formodes anlæggene at have det største potentiel for mindre installationer, hvor pladsen er til rådighed, og hvor der ikke stilles krav til videregående næringssaltfjernelse.

Emneord:

spildevand; rensning; rodzoneanlæg; Rødekro; Ringsted

ISBN: 87-503-8765-0

Pris (inkl. moms): 90,- kr.

Format: A4

Sideantal: 68

Md./år for redaktionens afslutning: marts 1989

Oplag: 1. oplag 250. 2. oplag 200.

Andre oplysninger:

Tryk: Scantryk, København

Trykt på miljøpapir

Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen

- Nr. 1 : Proces- og funktionsgarantier samt rådgiveransvar
- Nr. 2 : Fagligt indhold af renseanlæggets driftsdatabase
- Nr. 3 : Datagrundlag for dimensionering af renseanlæg
- Nr. 4 : Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb
- Nr. 5 : Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer
- Nr. 6 : Kvalitetsstyring af afløbsprojekter
- Nr. 7 : Rodzoneforsøgsanlæg
- Nr. 8 : Spildevandsrensning i rodzoneanlæg
- Nr. 9 : Kompostering af spildevandsslam med andet organisk affald
- Nr. 10 : Fjernelse af tungmetaller fra spildevandsslam
- Nr. 11 : Udledning af industrispildevand til renseanlæg
- Nr. 12 : Effektivisering af olieudskillere
- Nr. 13 : Udarbejdelse af fornyelsesplaner for afløbssystemer
- Nr. 14 : Energi til renseanlæg
- Nr. 15 : Økonomi ved rensning af industrispildevand i renseanlæg
- Nr. 16 : Septiktanke
- Nr. 17 : Fjernelse af kvælstof fra rejektivand

Rodzoneforsøgsanlæg

I perioden 1984-87 er gennemført undersøgelser for spildevandsrensning efter rodzonemetoden på forsøgsanlæg i Ringsted og Rødekro kommuner. Det vurderes, at rodzoneanlæg med den rette udformning kan være velegnede til rensning af bundfældet husspildevand. På baggrund af de relativt store arealkrav formodes anlæggene at have det største potentiel for mindre installationer, hvor pladsen er til rådighed, og hvor der ikke stilles krav til videregående næringssaltfjernelse.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 90,- inkl. 25% moms

ISBN nr. 87-503-8765-0