

En opdatering af regnearket til Skrift 30

Gregersen, Ida Bülow; Højmark Rasmussen, Søren; Madsen, Henrik; Arnbjerg-Nielsen, Karsten

Published in:

EVA : Erfaringsudveksling i vandmiljøteknikken

Publication date:

2016

Document Version

Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Gregersen, I. B., Højmark Rasmussen, S., Madsen, H., & Arnbjerg-Nielsen, K. (2016). En opdatering af regnearket til Skrift 30. EVA : Erfaringsudveksling i vandmiljøteknikken, 29(4), 24-27.

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



SPILDEVANDSKOMITEEN

ERFARINGSUDVEKSLING I VANDMILJØTEKNIKKEN **EVA**

NR. 4 • 29. ÅRGANG • DECEMBER 2016

Adresseliste for udvalgsmedlemmer

Mads Uggerby (formand)

EnviDan A/S
Vejlsøvej 23, 8600 Silkeborg
e-mail: mau@envidan.dk
Tlf. 8722 8587

Ulla Boje Jensen

Furesø Egedal Forsyning A/S
Knud Bro Allé 1, 3660 Stenløse
e-mail: ubj@fefors.dk
Tlf. 4137 5416

Sanne Lund (kasserer)

MOE A/S
Buddingevej 272, 2860 Søborg
e-mail: sal@moe.dk
Tlf. 2540 0246

Agnethe Nedergaard Pedersen

VandCenter Syd as
Vandværksvej 7, 5000 Odense C
e-mail: anp@vandcenter.dk
Tlf. 6114 9310

Jan Scheel

Niras A/S
Vestre Havnepromenade 9,
9100 Aalborg
e-mail: jns@niras.dk
Tlf. 3078 7560

Kristian Vestergaard

Ingeniørhøjskolen Aarhus Universitet
Energi- og miljødesign
Inge Lehmanns Gade 10, 8000 Aarhus C
e-mail: kv@ase.au.dk
Tlf. 4189 3341

Kjartan Gunnarsson Ravn

Vejde Spildevand A/S
Toldbodvej 20, 7100 Vejle
e-mail: kjara@vejlespildevand.dk
Tlf. 5118 1415

Udgiver

Ingeniørforeningen, IDA – Spildevandskomiteen Erfaringsudveksling i Vandmiljøteknikken EVA.
Indlæggene i bladet står for forfatterens egen regning, og Eva-udvalget er ikke nødvendigvis enig i den udtrykte holdning eller anbefaling.

Hjemmeside

www.evanet.dk

E-mail

eva@evanet.dk

Dette blads redaktør

Ulla Boje Jensen, ubj@fefors.dk

Næste blads redaktør

Kjartan Gunnarsson Ravn, kjara@vejlespildevand.dk

Deadline for indlæg

Medio marts 2017

Næste blad forventes udgivet

April 2017

Redaktion

Margrethe Nedergaard, margrethe_nedergaard@hotmail.com

Indhold

Leder	5
Indbydelse til Temadag	6
EVA studierejselegat – for studerende på de videregående uddannelsesinstitutioner	9
Kalender	10
Cost-benefit-analyse af klimatilpasning mod regnbetingede oversvømmelser – Metodik Bo Matthiesen	12
Biogødning – en vigtig, gennemreguleret og bæredygtig ressource Sune Aagot Sckerl	18
En opdatering af regnearket til Skrift 30 Ida Bülow Gregersen, Søren Højmark Rasmussen, Henrik Madsen og Karsten Arnbjerg-Nielsen	24
Undersøgelse af bakterielle koncentrationer i afstrømmende regnvand fra befæstede arealer Wickie Bekker Lassen og Nathalie Høst	28
Svovlbrinteudfordringer ved centralisering og energioptimering af spildevandsnetværk DEL 1 Bruno Kiellerich	34
Source separation: wastewater management in a global perspective Tove Larsen	42
Sluseanlæg og pumpestation på Omløbsåen i Vejle – et medfinansieringsprojekt Claus Weng Petersen	46



Leder

Fremtidens afløbssystem...

Afløbssystemer har en meget lang levetid. De skal gerne ligge i jorden i årtier mens de mere eller mindre ubemærket udfører deres arbejde. Mange af de rør der ligger i jorden i dag blev lagt i jorden i efterkrigsårene. Dengang der var Morten Korch film i fjernsynet og den unge, vilde Elvis Presley i sang i radioen.

Dengang, som nu, prøvede afløbsteknikerne at se ud i fremtiden og træffe det rigtige valg. Meget er sket siden, der er heldigvis kommet større fokus på vandmiljø, klimaforandringerne kræver tilpasning og fremskridt på pumpestationer og renseanlæg har åbnet nye muligheder.

Det er de enkelte forsyninger der vælger hvordan fremtidens afløbssystem skal se ud i det enkelte forsyningsområde. Derfor er det interessant at se at der bliver truffet ret så forskellige valg i forhold til hvordan fremtidens udfordringer skal imødekommes.

Vi skal leve med nutidens beslutninger i meget lang tid, derfor vil vi i EVA udvalget sætte fokus på netop dette grundlæggende spørgsmål på næste EVA møde.

Vel mødt!
EVA-udvalget

EVA-udvalget indbyder til

EVA-temadag

Torsdag den 2. februar 2017, Hotel Nyborg Strand

Fremtidens afløbssystem

Vores valg af strategi for renovering af afløbssystemet er en stor beslutning. Valget har store konsekvenser for både den private borger, for virksomheder, for byer som helhed og ikke mindst for miljøet. Det system vi renoverer skal holde i en menneskealder, derfor er det ikke en beslutning der er sådan lige at lave om når den engang er truffet. Hvad er så den rigtige beslutning? Det er der ikke enighed om, der er således valgt forskellige løsninger i de forskellige forsyningsområder.

Vi vil på EVA temadagen tage dette vigtige emne op og se på både de forskellige muligheder for fremtidens afløbssystem samt erfaringer, værktøjer og fremgangsmåder til at nå frem til den helt rigtige løsning. Er det fælleskloak med skybrudssikring på terræn? Er det spildevandssystem med nedsivning? Er det semiseparering af vejvand? Kan et drænsystem være en del af løsningen?

**Kom og hør nærmere
på EVA temadagen ...**

Deltagergebyr

Medlem af EVA 1300 kr.

Øvrige 1500 kr.

Ingeniører, Ikke medlem af IDA 3450 kr.

Studerende gratis

Tilmelding

Tilmeld dig på IDAs hjemmeside

Hvor du opgiver

Arrangement nr., Navn, Adresse, Tlf. nr., E-mail, Helst fødselsdato, Oplysning om du er ingeniør eller ej.

(Arrangementet er åbent for alle)



Program

9:30 Kaffe/the og rundstykker

10:00 Velkomst og indledning

Kjartan Gunnarsson Ravn, EVA udvalget

Introduktion til dagens emne

10:05 3VAND – værktøj til forvaltning af aktiver?

NN, Aarhus Vand/NIRAS

Aarhus Vand har sammen med Envidan og Niras udviklet et værktøj til forvaltning af aktiver. Målet er et værktøj, der ud fra både tekniske, 'politiske' og økonomiske parametre kan skabe et beslutningsgrundlag for forsyningens forvaltning af aktiver (asset management) – i første omgang ledningsanlæg på vand og spildevand ud fra tekniske, politiske og økonomiske parametre.

10:30 Recipient og afløbssystemer – et umage par

Mads Uggerby, Envidan

Recipienten og afløbssystemer hænger som oftest uløseligt sammen. Et nyt studie har afdækket risikoen for samtidighed mellem høj vandføring/vandstand i vandløb og kraftig nedbør på baggrund af statistiske analyser af lange tidsserier i kombination med modelsimuleringer – altså risikoen for worst case! Studiet kan bl.a. indgå i fastsættelse af vilkår i indvindings – og udledningstilladelser. Vilkårene er hovedemnet i en aktuell ansøgning om et VUDP projekt. Får forsyningerne automatsvar på vilkår ifb. ansøgning om udledningstilladelser, eller er de afstemt efter hvad recipienten rent faktisk kan håndtere og samtidigt holde en god økologisk tilstand? Kan der udvikles en evidensbaseret metode til fastsættelse af vilkår i indvinding- og udledningstilladelser?

11:00 Kort pause

11:15 Udtræden for regnvand i Bredballe

Morten Smith, Vejle Kommune

Vejle Kommune og Vejle Spildevand har et flerårigt projekt i gang i Bredballe, hvor beboerne får mulighed for at udtræde for regnvand. Det er en proces der kræver et forarbejde, hvor rammerne for hvornår en borger kan udtræde klarlægges. Det kræver også tid til kundebesøg og en klar kommunikation. Hvordan er erfaringerne fra Vejle?

Sæt kryds
i kalenderen
den 2. februar 2017

11:40 Årsmøde

Mads Uggerby, Formand for EVA udvalget

12:15 Frokost

13:15 Den brede vinkel

Elliot Gill, CH2M, United Kingdom

Det er ikke kun i Danmark vi tænker over hvordan fremtidens afløbssystem skal se ud.
Hvordan gør man i det store udland?

14:00 Kaffepause

14:15 Rensning af ”tynd” spildevand lokalt

Henrik Sjøstedt og Mathias Nørlem Lassen, Krüger

Kan fællessystemet suppleres med skalerbar lokal rensning af overløbsvand?
Hvilke muligheder har vi i dag, hvad bliver der forsket i og hvilke muligheder kan det åbne?

**14:45 Hvordan vælger Vandcenter Syd den bedste løsning?
Og et eksempel på en spændende løsning i
Skibhuskvarteret – kan dræn være en del af løsningen?**

Per Hallager, Vandcenter Syd

Et indlæg som indeholder både et indblik i Vandcenter Syd's fremgangsmåde ved
valg af løsninger og et konkret eksempel på projekt omkring Skibhuskvarteret.
Her står grundvandet højt, så hvad gør man lige? Hvordan kan dræn indgå i løsningen?

15:15 Afrunding og afsluttende bemærkninger

Kjartan Gunnarsson Ravn, EVA-udvalget

15:30 Tak for denne gang og kom godt hjem



EVA studierejselegat

—
*for studerende på de videregående
uddannelsesinstitutioner*

Studerer du indenfor det faglige område, som EVA-udvalget normalt dækker gennem temadage, og har du mod på at rejse ud i verden og hente ny viden med hjem til Danmark og videreformidle denne viden, da har du mulighed for at søge det nye EVA-studierejselegat.

Formål

- At medvirke til at studerende opsøger ny/hyeste viden indenfor EVA-udvalgets faglige interesseområder gennem deltagelse i seminarer, kurser på udenlandske universiteter, udstillinger, studieture, studie/praktikophold eller lignende
- At dygtiggøre danske studerende og give dem international indsigt
- At medvirke til at der bringes ny viden og inspiration med hjem til Danmark, og at denne formidles til EVA's medlemmer gennem et mundtligt indlæg på en EVA-temadag og et skriftligt indlæg i EVA-bladet

Vilkår

1. Legatet kan søges af danske studerende, som har gennemført mindst 2 år af en dansk videregående uddannelse og indenfor en EVA-relevant studieretning
2. Legatet kan kun søges individuelt, dvs. af enkeltpersoner, og kan kun tildeles den samme person én gang
3. Legatet kan tildeles til deltagelse i fagrelevant aktivitet
4. Ansøgning med kort beskrivelse af aktiviteten og det forventede udbytte heraf, vedlagt budget og udtalelse/anbefaling fra studiested kan løbende fremsendes pr. mail til EVA-udvalget, se yderligere information herom på evanet.dk. Der findes ikke noget ansøgningskema. Eventuelle spørgsmål kan rettes til EVA-udvalget
5. Legatet kan maksimalt være på DKK 20.000,-
6. Alle ansøgninger besvares personligt direkte til ansøgeren når afgørelsen er truffet
7. EVA-udvalget afgør suverænt eventuelle tvivlspørgsmål vedrørende opfyldelse af ovennævnte vilkår
8. Legatmodtageren fremsendes umiddelbart efter aktiviteten en kort skriftlig redegørelse, indeholdende et kort resume af aktiviteten og en evaluering af udbyttet for legatmodtageren
9. Et studierejselegat er som udgangspunkt skattefrit, men legatet indberettes til SKAT, hvilket betyder at legatmodtageren er pligtig til at gemme de nødvendige dokumenter/bilag til dokumentation af de afholdte udgifter
10. På normalt næstkommende EVA-temadag afholder legatmodtageren et fagligt indlæg, baseret på deltagelse i aktiviteten, samt leverer et skriftligt indlæg til det efterfølgende EVA-blad



Kalender

Faglige arrangementer

Faglige arrangementer for vinter og forår 2017

Der henvises i øvrigt til de respektive kursusudbyderes hjemmesider for ajourføring af kursusdatoer, yderligere information samt tilmelding.

EVA arrangementer

- 2. feb. **EVA-temadag, Fremtidens afløbssystem**
- 18. maj **EVA-temadag, Bruger vi modellerne "rigtigt?"**

DANVA arrangementer

- 28.-29. mar. **Introduktion til afløb og spildevand, Modul 1, Sjælland**
- 29.-30. maj **Afløbssystemet, Modul 2, Skanderborg**
- 7. mar. **Serviceniveau for vand på terræn, Skanderborg**
- 3.-4. apr. **TV-inspektion af afløbsledninger, Skanderborg**

Teknologisk Institut kurser

- 15. mar. **Lokal Afledning af Regnvand – LAR**
- 4.-6. apr **Kursus for tilsynsførende – Afløb, teori og praktik**
- 3.-31. maj **Klimatilpasningsuddannelse fra Teknologisk Institut, Taastrup**

Ferskvandscentret

- 26. jan. **Uvedkommende vand**

- 8. - 9. feb. **Grundkursus i afløbssystemer**

- 23. mar. **Pumpetræf 2017**

- 3. - 4. apr. **Praktisk drift af afløbssystemer**

- 5. - 6. apr. **Spildevandsafledning i det åbne land**

- 20. apr. **Fremtidens intelligente afløbssystemer**

- 25. - 26. apr. **Regnvandsbassiner**

- 2. - 4. maj. **Drift af pumpestationer**

- 9. maj **Udbudsreglerne og den nyeste praksis for udbud på vand- og spildevandsområdet**

- 23. maj **Overtagelse af private kloakanlæg**

- 29. - 31. maj **Tilsyn med anlægsarbejder**

- 31. maj - 1. jun **Tilslutnings- og udledningstilladelser**

- 6. - 7. jun **Afløbsjura – hvad er praksis?**



Cost-benefit-analyse af klimatilpasning mod regnbetingede oversvømmelser

– *Metodik*



Af: Bo Matthiesen,
NIRAS

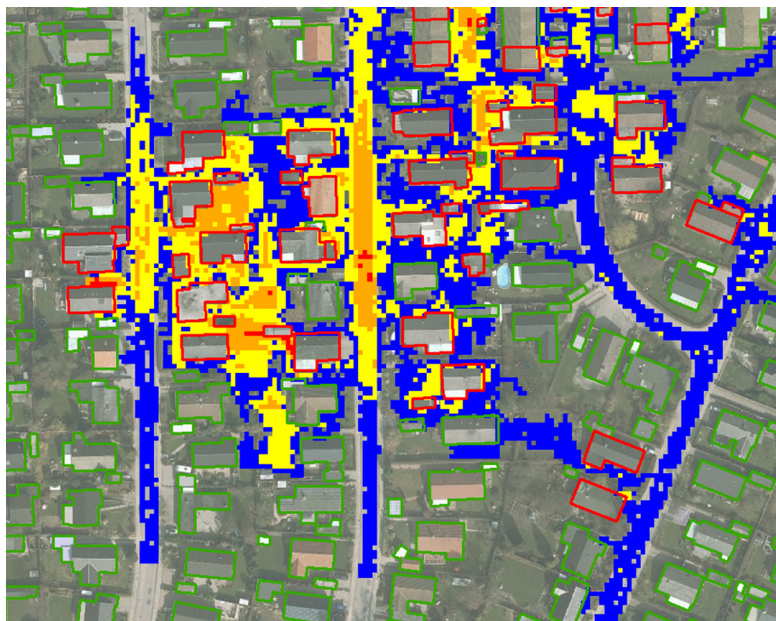
Spildevandskomiteens Skrift 31 lægger op til at bruge cost-benefit-analyser (CBA) i klimatilpasningen mod skybrud. CBA kan først og fremmest bruges til at undersøge om en konkret investering i klimatilpasning kan betale sig. Yderligere kan CBA bruges til at finde det optimale investeringsniveau og omsætte det til et serviceniveau for vand på terræn. Men metoden bag CBA af klimatilpasning er ikke entydig og har flere faldgruber.

Fra vand til kroner

Princippet bag cost-benefit-analyser er at sammenligne gevinsterne ved en investering med omkostningerne. Værktøjet er specielt egnet til at vurdere anlægsprojekter, men kan også anvendes i en bredere sammenhæng. Indgangen til CBA af klimatilpasning er oversvømmelseskortet. Før det blev muligt at bruge hydrauliske modeller til at lave oversvømmelseskort var det vanskeligt at udarbejde kvantitative vurderinger af gevinsterne ved klimapasing i byrum. Oversvømmelseskort kan kun bruges i en CBA, hvis kortet viser vandniveauet på terræn ved en given regn med en kendt gentagelsesperiode/sandsynlighed.

For at kvantificere konsekvensen af en oversvømmelse skal det fastlægges, hvornår elementer som bygninger, veje, kulturarv mm. er oversvømmet. Størrelsen, som bestemmer hvornår et element er skadet, kan benævnes tærskelværdi. Eksempler på tærskelværdier er vist i Tabel 1. Tærskelværdier er ofte en maks. vandstand. For en bygning kan tærskelværdien f.eks. være den vandstand, hvor bygningens stueplan er helt eller delvist oversvømmet. Tærskelværdier kan også være den maksimale strømningshastighed, varighed af en oversvømmelse mm.

På et oversvømmelseskort vil oversvømmelsen helt eller delvist dække eksempelvis en bygning. Som et led i at fastsætte tærskelværdier skal det overvejes, hvor stor en del af et element der skal oversvømmes, inden det er skadet. Eksempelvis kan en bygning defineres oversvømmet, når oversvømmelseskortet viser, at 50 % af dens grundareal er oversvømmet. Bygningen kan da være f.eks. 50 % eller 100 % skadet. I Figur 1 ses et eksempel på en GIS analyse, hvor huse omgivet af en vis vandstand er udpeget som oversvømmede.



Figur 1
Eksempel på huse skadet af oversvømmelse. Røde huse er skadede, da vandstanden omkring husene er over tærskelværdien.

Element	Tærskelværdi	Skadesfunktion
Byhus	30 cm (sokkelhøjde)	1050 DKK/m ² bebygget
Kælder, byhus (fælleskloak)	2 m under terræn	Enhedspris: 75.000 DKK
Sommerhus	20 cm	40 % af BBR værdi
Vej	Vandhastighed maks. 3 m/s	2300 DKK/m
...

Tabel 1
Eksempler tærskelværdier og skadesfunktioner.

Efter tærskelværdierne er fastsat skal omkostningerne ved at tærskelværdien overskrides fastsættes. Denne parameter kaldes herefter skadesfunktionen. Skadesfunktionen kan udtrykkes i en møntfod (f.eks. DKK) eller som point. Omkostninger i kroner er egnet, når skaderne primært er markedsomsatte, som f.eks. skader på boliger. En pointtildeling kan være fordelagtig, hvis der primært er tale om ikke markedsomsatte skader som f.eks. tab af kulturarv, skader på økosystemer, stress mm. Fordelen ved at regne alle skadesfunktioner i kroner er, at ikke markedsomsatte skader kan relateres til markedsomsatte skader. Skadesfunktioner kan opgøres i en række enheder, som til dels er knyttet til typen af oversvømmede elementer (se eksempler i Tabel 1).

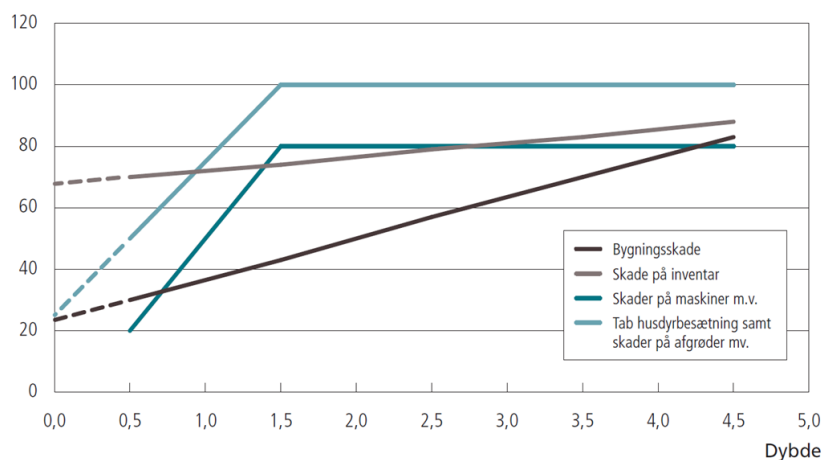
Det kan give mening at gøre skadesfunktionen afhængig af tærskelværdien. Eksempelvis vil skadesomkostningerne oftest stige jo højere vandstanden er, som illustreret i Figur 2 (side 14). Skaderne kan også afhænge af, hvilken type vand der oversvømmes med, f.eks. regnvand eller fællesvand. Ved at gøre skadesfunktionen afhængig af tærskelværdien vil udregningen oftest blive mere kompliceret.

Når skadefunktionen er fastlagt kan den samlede omkostning udregnes for hvert oversvømmelseskort/regn. I klimatilpasningsplanerne blev lavet oversvømmelseskort for en 5, 10, 20, 50 og 100 års regn. Skadesfunktionen skal bruges til at udregne den samlede skade ved hver af de regn. Den samlede skade plottes i forhold til gentagelsesperioden. Et eksempel på sådan et plot er vist på Figur 3 på side 14.

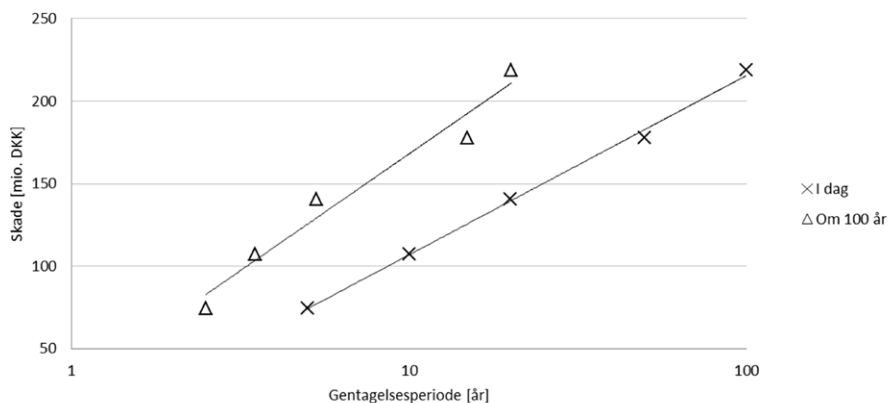
Figur 2

Eksempel på skadesfunktion. Skadsandelen på helårsboliger, fritidshuse og landbrug er afhængig af vanddybden. (Kystdirektoratet, 2009)

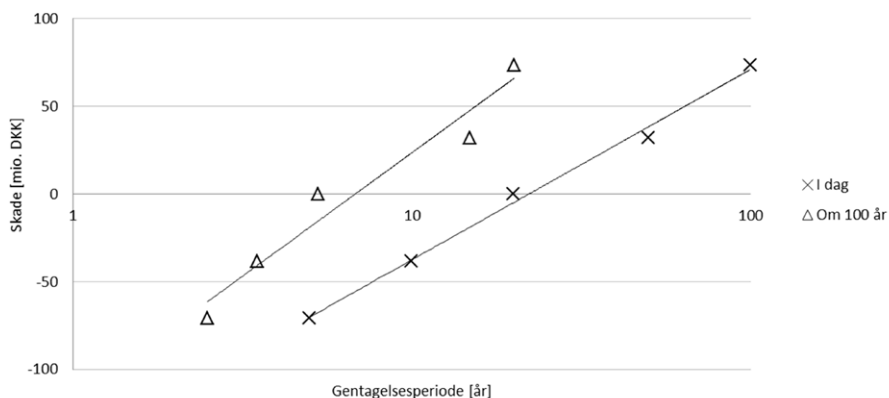
Skadesprocent

**Figur 3**

Eksempler på relation mellem gentagelsesperiode og skade. Begge eksempler gælder for situationen inden implementering af klimatilpasning.

**Figur 4**

Eksempler på relation mellem gentagelsesperiode og skade. Begge eksempler gælder for situationen efter implementering af klimatilpasning. Bemærk skaden ved en 20 års regn i dag er nul.



For at lave en regression, som beskriver sammenhængen mellem gentagelsesperiode og skade, skal skadesomkostningerne som minimum udregnes for to oversvømmelser med forskellig intensitet. Hver regression er specifikt i forhold til sted og tid, dvs. gældende for et givent område (inkl. afløbssystem) på et givent tidspunkt. Regressioner mellem gentagelsesperiode og skade kan forskydes i tid ved at bruge klimafaktorerne fra Spildevandskomiteens Skrift 30. Klimafaktoren beskriver, hvordan en regn med en given intensitet vil forekomme oftere i fremtiden. Eksempelvis vil den regn, som i dag er en 10 års regn, om 100 år være omtrent en 3,5 års regn. Figur 3 viser en forskudt regression, som viser sammenhængen mellem regn med stigende intensitet og skadesomkostninger om 100 år.

Bemærk, at skadesomkostningerne forbliver de samme, men forekommer oftere. Regressionerne i Figur 3 går ikke gennem nulpunktet. Skæringspunktet med x-aksen, svarer teoretisk til den mindste skadesgivende regn. Skadesgivende regn forekommer oftere om 100 år end i dag, da regressionen og skæringspunktet med x-aksen er forskudt til venstre.

Fra én regn til mange

Næste skridt i en CBA er at udregne størrelsen af skader efter implementering af et tiltag. Typisk bliver tiltag bygget ind i den hydrauliske model og terrænoversvømmelser simuleret igen. Alternativt kan skaderne efter et tiltag estimeres, hvis man kender det niveau, som tilpasningen vil sikre til. Figur 4 viser kurverne fra Figur 3 parallelforskydet vertikalt nedad. Skaden ved en 20 års regn i dag er nul. Altså, er det defineret at tiltagene giver et sikringsniveau, der betyder, at en 20 års regn i dag ikke vil medføre skader. Ved parallelforskydningen antages, at sammenhængen mellem skadesomkostninger og regn er den samme både før og efter tilpasningen.

Risikoen for oversvømmelse før og efter et tiltag skal regnes som en del af en CBA. Risiko er defineret som konsekvens gange frekvens/sandsynlighed. Konsekvens er skadesomkostningerne ved en oversvømmelse. Frekvens er hyppigheden hvorved hændelsen vil opstå, f.eks. en 20-års hændelse. Hvis konsekvensen har enheden DKK og frekvensen år^{-1} , er enheden for risiko DKK/år eller den gennemsnitlige årlige skade. Årlig skade kaldes også EAD (estimated annual damage). Konsekvensen af en regn er givet ved regressionerne på Figur 3 og Figur 4. For at udregne risikoen skal sandsynligheden for samtlige skadesgivende regn indenfor et år være kendt. Sandsynlighederne er beskrevet ved statistiske fordelinger som f.eks. median plotting position. EAD kan nu udregnes som:

$$EAD = \int_{x_{T_s}}^{\infty} D_X(x_T) f_X(x_T) dx_T$$

Figur 5
Udregning af gennemsnitlig årlig skade.

x_T er en regn, D_X er skadesomkostningerne ved regnen og f_X er sandsynligheden for at regnen indtræffer. Ligningen summerer risikoen (skade gange frekvens) fra den mindste skadesgivende regn til den største (uendelig stor regn).

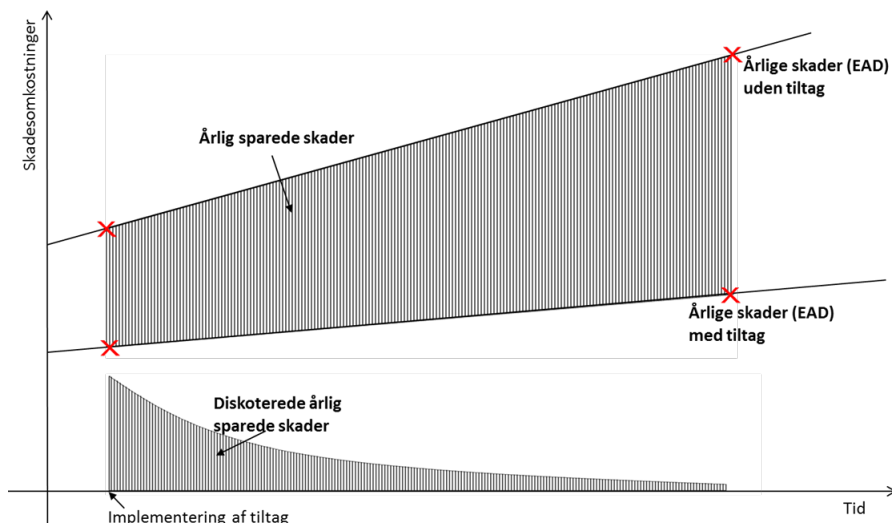
Ligesom regressionerne i Figur 3 og Figur 4 gælder hver udregning af årlig skade for et bestemt tidspunkt og sted. Efter et tiltag er stedets afvandingsforhold ændret, og det forventes at den årlige skade er lavere. På samme måde forventes det at de årlige skadesomkostninger vil stige over tid som følge af klimaforandringer.

Udviklingen i årlige skadesomkostninger (EAD) over tid kan vises, hvis den årlige skade bliver udregnet for to tidspunkter (f.eks. i dag og i år 2100). Den øverste rette linje på Figur 6 viser generisk, hvordan den årlige skade stiger som følge af klimaforandringer. De to røde krydser vil svare til de to kurver på Figur 3. Altså, beregnes den årlige skade både i dag og i fremtiden på baggrund af kurverne, som de vil være for et givent (ikke klimatilpasset) regnvandssystem, og hver årlig skadesomkostning afsættes som et punkt på Figur 6. Der er antaget en lineær stigning i årlig skadesomkostninger på Figur 6.

Efter implementering af et klimatilpasningstiltag er den årlige skade reduceret, men vil stadig stige som følge af klimaforandringer. De årlige skadesomkostninger efter et sådan tiltag er vist generisk som nederste rette linje på Figur 6. De to røde krydser på linjen vil svare til hver af kurverne på Figur 4. Figur 6 viser at stigningen i årlige skadesomkostninger aftager efter et tiltag, men det er ikke nødvendigvis tilfældet.

Figur 6

Øverst: Generisk udvikling i årlig skade før og efter en tilpasning. Nederst: Den årlige skades bidrag til nutidsværdien aftaget som følge af diskontering. (Matthiesen og Dahl, 2012)



Fra fremtiden tilbage til i dag

Værdien af reducerede skadesomkostninger (benefits) og investeringer (costs) er ikke de samme, hvis de sker i dag sammenlignet med i fremtiden. De skal derfor diskonteres. Uden diskonteringen vil alle klimatilpasningstiltag kunne betale sig, hvis levetiden tilstrækkelig lang.

Diskontering indgår i udregningen af nettonutidsværdi (NNV)

$$NNV = \sum_{t=t_0}^{t_\epsilon} \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t}$$

B_t og C_t er hhv. benefits og costs i et givent år t . Udtrykket for NNV siger, at i hvert år af klimatilpasningstiltagets levetid skal dets værdi diskonteres ift. hvornår den sparede omkostning eller investeringen forekommer og derefter summeres¹. Den diskonterede forskel mellem benefit og cost er nutidsværdien. Er nutidsværdien positiv, er de sparede skadesomkostninger større end investeringer det år.

Benefits omfatter udover de sparede skadesomkostninger værdien af f.eks. stigninger i huspriser og rekreative værdier af grønne områder mm. På samme måde dækker cost udover investeringer også omkostninger til vedligehold og drift. For at man kan sammenligne forskellige tiltag, må man undersøge tiltagets costs og benefits i den samme periode (f.eks. 100 år). Det betyder, at nogle tiltag kræver reinvestering for at kunne sammenlignes med andre tiltag, eksempelvis skal der reinvesteres i en faskine 2-4 gange i løbet af et rørs levetid.

Kalkulationsrenten/diskonteringsrenten r er i Energistyrelsens notat "Opdateret tillægsblad om kalkulationsrente, levetid og reference Til Vejledning i samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, Energistyrelsen, april 2005 (Beregningseksempler revideret juli 2007)" anbefalet fastsat som i Tabel 2.

Den nederste kurve på Figur 6 viser, at værdien i nutidskroner af sparede skader er mindre i fremtiden end i dag. Sparede skadesomkostninger i fjern fremtid bidrager mindre til NNV end sparede skader i nær fremtid. Konsekvensen er en udviklingen i NNV, som det generisk er vist på Figur 7.

Nettonutidsværdien udregnes for hvert enkelt klimatilpasningstiltag. For hvert tiltag kan laves en figur svarende til Figur 7, og udregnes NNV. Positiv NNV betyder, klimatilpasningen kan betale sig ud fra forudsætningerne i CBA'en. Med andre ord bliver gevinsterne større end omkostningerne set over tiltagets levetid.

NNV af flere gentagelsesperioder eller investeringsniveauer kan fremstilles som den orange kurve på Figur 8. Kurven viser et optimalt investeringsniveau, som giver den største økonomiske gevinst per investeret DKK. Investering over det optimale niveau kan give en positiv NNV, og er ikke nødvendigvis en forkert prioritering, hvis et højt serviceniveau er foretrukket. For store investeringer har ikke effekt, da området er "mættet" for reduktion i oversvømmelse. Udfladningen af den lille kurve på Figur 8, hvis den situation.

Tabel 2

Den reale samfundsøkonomiske kalkulationsrente (renset for inflation). (Energistyrelsen, 2013)

År	Rente
0 - 35	4
36 - 70	3
>70	2

¹ Typisk vil investeringen ske i projektets første år, mens fortjenesten fra de reducerede omkostninger vil opnås på lang sigt.

Husk akkumuleret usikkerhed

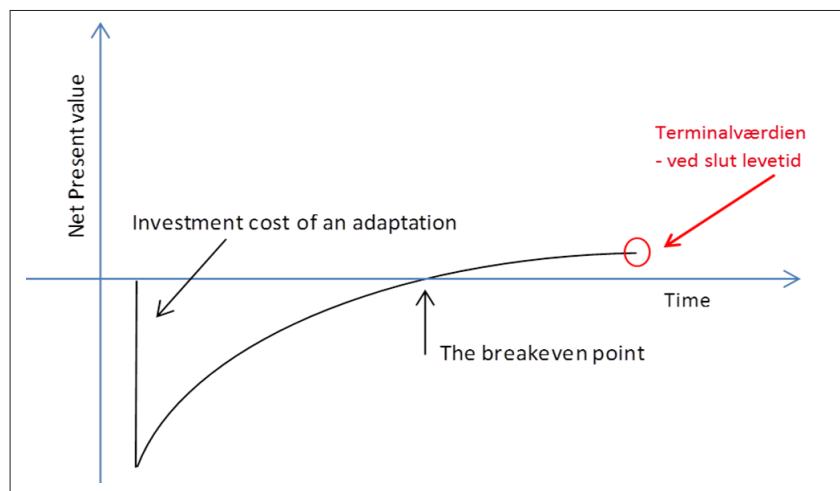
Vejen er lang fra de første oversvømmelseskort over statussituationen, til en kurve som viser udviklingen i NNV.

Flere trin indeholder væsentlige usikkerheder, hvor de væsentlige er:

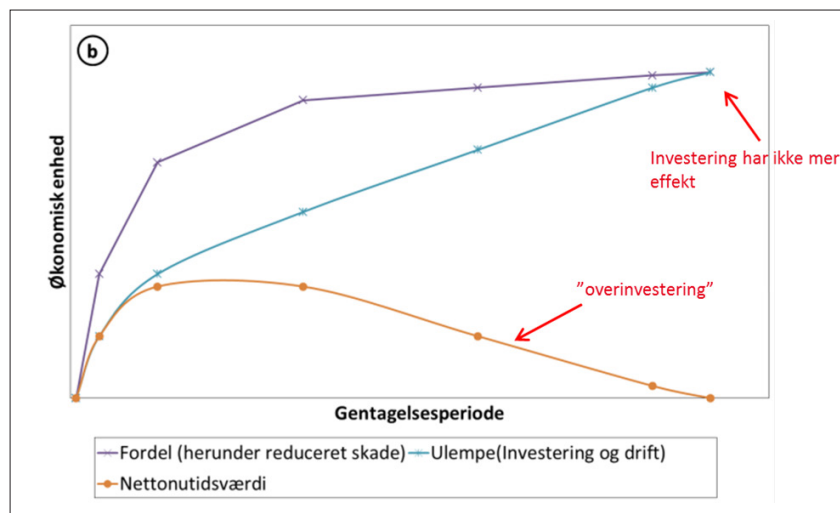
- Hydraulisk simlering af terrænoversvømmelser
- Klimafaktorer for fremtidig regn
- Udregning af skadesomkostninger
- Udregning af investerings- og vedligeholdelsesomkostninger

Forinden en CBA kan udarbejdes skal referencescenariet afklares. Nogle bygninger og andre skadesudsatte elementer vil antageligt allerede være skybrudssikret, mens andre bliver sikret løbende. Skadesomkostningerne bliver da mindre, end beregningen af skader ud fra oversvømmelseskort umiddelbart viser.

CBA er et godt værktøj til at sammenligne den økonomiske gevinst ved forskellige klimatilpasningstiltag. Metoden bag CBA af klimatilpasning kræver yderligere bearbejdning og standardisering for med større sikkerhed at kunne sige om et tiltag absolut kan betale sig samfundsøkonomisk. Især er der behov for at identificere væsentlige skadesudsatte elementer og deres skadesomkostninger.



Figur 7
Udvikling i nutidsværdi for et klimatilpasningstiltag. (Matthiesen og Dahl, 2012)



Figur 8
Udvikling i NNV for klimatilpasningstiltag efterhånden for der investeres mere og mere. (SVK Skrift 31 (udkast), 2016)

Biogødning

– en vigtig, gennemreguleret og bæredygtig ressource



Af: Sune Aagot Scerl,
formand for BGORJ og
forretningsområdechef
i HedeDanmark

Luk øjnene og sig Biogødning.
Og prøv så med Slam.
Er det de samme billeder,
du får frem? Næppe.
Ved Slam ser man hurtigt
tungt, miljøbelastet affald
mens Biogødning frembrin-
ger billeder af sommerdage,
hvor alting er i fuldt flor.

"I må finde et nyt ord for spildevandsslam" var budskabet fra daværende miljøminister Ida Auken i 2014, da hun mødte Brancheforeningen for Genanvendelse af Ressourcer til Jordbrugsformål (BGORJ) for at diskutere, hvorledes vores ressourcer skulle udnyttes på den bedste og mest bæredygtige måde – med fokus på fosfor i spildevandsslam. Dette var et højaktuelt tema, da beregninger viste, at vi løber tør for fosfor i løbet af 100-200 år, hvis ikke vi håndterer fosforprodukterne på en mere bæredygtig måde.

Efterfølgende besluttede branchen, at spildevandsslam, der overholder de skrappe, danske miljøkrav, fremadrettet ville blive omtalt som biogødning. Man skal jo gøre, som ministeren siger!

Cirkulær økonomi

Alle taler om cirkulær økonomi, hvor det er muligt at holde materialer og produkter i det økonomiske kredsløb med den højeste mulige værdi længst muligt. Cirkulær økonomi bryder med idéen om en lineær værdikæde, som starter med udvinding af ressourcer og ender som affald.

Med cirkulær økonomi åbnes mulighed for, at de ressourcer, som ellers ville være endt som affald, kan gå et eller flere skridt tilbage i værdikæden og indgå i produktionen igen. Eller de kan indgå som input i et helt nyt kredsløb. Biogødning indeholder en række ressourcer, hvor fosfor er den vigtigste, da mængden er begrænset. Dog er det vigtigt at man holder fokus på at biogødning er meget andet end fosfor, da der er mange andre



Table 1
 Viser de generelle forskelle i indhold,
 forarbejdning og regulering af
 biogødning og gylle.

	Biogødning	Gylle
Tørstof, %	15-30	3-7
Kulstof, Kg/ton	100 - 200	20-40
Kvælstof (N), kg/ton	5-10	2-7
Fosfor (P), kg/ton	4-10	0,5-2
Kalium (K), kg/ton	0,5-1	1-3
Dosering, tons/hektar	7-18	10-40
Indhold af miljøfremmede stoffer	Milligram/kg ts	Milligram/kg ts
Indhold af tungmetaller	Milligram/kg ts	Milligram/kg ts
Behandling	Industrielt, kontrolleret	Ingen
Analyser	Ja	Nej
Grænseværdier	Ja	Nej
Myndighedsaccept	Ja	Nej*
Doseringsbegrænsning	Ja	Nej*

* Evt. i forbindelse med Miljøgodkendelse



ressourcer, som skal udnyttes optimalt. I denne artikel kan du læse om, hvorfor BGORJ er helt tryk ved at anbefale, at biogødning, der overholder de skrappe, danske grænseværdier på området, benyttes som gødning på landbrugsjord, og hvorfor det er så vigtigt, at der ikke alene fokuseres på fosfor.

Biogødning vs. husdyrgødning

Biogødning eller spildevandsslam. Uanset hvilket ord der benyttes, kommer vi nok aldrig uden om en vis skepsis ved at benytte samfundets restprodukter som gødning. For kan vi stole på, at der er styr på det? Det klare "Ja" er mere fagligt funderet end de fleste går og tror. For er der et område, der er grundigt belyst, så er det brug af biogødning som gødningskilde. Sammenligner man med brug af husdyrgødning – som er almindelig udbredt og accepteret – så er biogødning meget stramt reguleret. Tabel 1 på side 19 viser de generelle forskelle i indhold, forarbejdning og regulering af biogødning og gylle.

Som det fremgår af tabel 1, er biogødning et langt mere kontrolleret produkt end almindelig husdyrgødning, og håndteringen og anvendelsen styres stramt af "Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål". Grænseværdierne for tungmetallerne er fagligt funderede og blandt de skrappeste i hele verden. Grænserne er fastsat efter, at der ikke må ske en opkoncentrering i jorden ved at anvende disse gødningstyper.

Medicinrester giver ikke anledning til bekymring

Med jævne mellemrum diskuteres det også, hvorvidt medicinrester i spildevandet/biogødningen kan have en negativ, miljømæssig konsekvens. I modsætning til det mange tror, så er det et grundigt belyst område, hvor eksperter endnu ikke har vurderet, at der er forhold, der kræver indgreb. Den største undersøgelse stammer fra Norge. Her blev 1.400 lægemidler undersøgt for deres påvirkning af jorden. Og konklusionen var klar: "Bruk av

avløpsslam medfører liten risiko for jordøkosystemet". En tilsvarende konklusion er også resultatet af en netop offentliggjort svensk undersøgelse, hvor der i et to-årigt forsøg ikke blev målt medicinrester i jordvandet, hvor der var gødet med biogødning.

Ovenstående viser, at i modsætning til hvad mange tror, så er konsekvenserne ved medicinrester i biogødningen et grundigt belyst område. Undersøgelser til dato har ikke givet anledning til, at myndighederne har set behov for at stille krav på området.

Fosfor

Som det ses af tabel 1, så er indholdet af fosfor i biogødning højt. Samlet set er biogødning en meget væsentlig kilde til fosfor i dansk landbrug. Det samlede gødningsforbrug af fosfor i landbruget er omkring 70.000 tons/år. De ca. 4.000 tons stammer fra Biogødning, mens en tilsvarende mængde stammer fra andre restprodukter, der udnyttes.

Der er stor politisk fokus på at recirkulere og genanvende fosfor. For det første, så findes en meget stor del (over 90 % af de kendte mængder) af verdens råfosfat i de Nordafrikanske lande, Syrien, Kina og Rusland. Ikke ligefrem lande, der er kendt for stabilitet og demokrati, hvilket i værste fald kan medføre usikkerhed med hensyn til leverancer. For det andet, så viser opgørelser, at de kendte reserver i bedste fald kan dække verdens forbrug i et par hundrede år. Da fosfor er et essentielt grundstof for plante- og dyreliv, vil manglende fosfor medføre en uoverskuelig fødevarekrise. Derfor er det så vigtigt, at vi er påpasselige med ikke at tabe fosfor.

Ved at benytte biogødning som gødningskilde, udnyttes fosforen 100 %. Ganske vist kan der gå mange år inden fosforen er gjort plantetilgængeligt, men det er ikke anderledes end alle andre organiske gødninger såsom husdyrgødning. Mange tror fejlagtigt, at fosfor fra biogødning ikke kan udnyttes af planterne. Det er der heldigvis en række nye forskningsresultater, der viser, at det gør. Blandt andet har Aarhus Universitet sammen med bl.a. SEGES og Eurofins via deres projekt GØDP (Gødningsværdi af fosfor i restprodukter) vist, at der er en ganske god planteeffekt af fosfor i biogødning fældet med både aluminium og jern. Københavns Universitet har ligeledes, med økonomisk støtte af Miljøstyrelsen, udgivet "REVIEW AF EKSISTERENDE VIDEN OM PLANTETILGÆNGLIGHED AF FOSFOR I FORSKELLIGE SLAMPRODUKTER". Denne litteraturgennemgang viser ligeledes, at der kan forventes en god første- og flerårseffekt af fosfor, der stammer fra biogødning.

Struvit

De seneste år er Struvit udvundet på rensningsanlæggene ofte været nævnt som en god måde til at sikre, at fosforen udnyttes optimalt. Struvit er en mineralsk udfældning, der består af magnesium, ammonium og fosfat. De krystallinske udfældninger er meget hårde, og kan opstå på visse rensningsanlæg, når en række forhold er gældende. Struvit er en udfordring, hvis udfældningen sker i rørene, hvorved gennemstrømningen bliver mindre. Sker udfældningen under kontrollerede forhold, kan Struvit udvindes og afsættes som en gødningskilde, der i form minder om almindelig handelsgødning.

Der kan udvindes ca. 35 % af det fosfor, der er i spildevandet, når der investeres i struvitteknologien. Hvis denne bliver anvendt på spildevandsslam, som ikke er egnet til at tilgå landbrugsjord (og som typisk forbrændes), vil man således kunne "redde" 35 % af fosforet, hvilket er positivt.

BGORJ er dog bekymrede, hvor man ønsker at anvende Struvitteknologien på de rensningsanlæg, hvor man i dag udbringer biogødningen på landbrugsjord, hvorved alt kulstof, fosfor, kvælstof og andre mikro- og makronæringsstoffer bliver genanvendt. Ved at fjerne 35 % af fosforet til Struvit risikerer man, at den resterende mængde ikke overholder grænseværdierne i "Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål", hvorved slammet skal brændes. Ved at benytte struvitteknologien risikerer man således, at der mistes 65 % af alt fosfor + alle de andre ressourcer, som er i biogødningen. Dette er ikke bæredygtigt og er den forkerte vej at gå ud af. Forbrænding er mindst dobbelt så dyr som en almindelig landbrugsløsning. Det er således vigtigt, at man i sine overvejelser vedr. teknologiske løsninger ser på hele projektøkonomien og sikrer, at flest mulig ressourcer genanvendes, så mindst muligt går tabt.

Organisk materiale

Da biogødning er et biologisk materiale, indeholder det store mængder kulstof. For at landbrugsjord kan producere optimalt, er det vigtigt, at jorden indeholder en vis mængde kulstof. Kulstof har en række positive egenskaber. Blandt andet giver det en større biologisk aktivitet (sundere jord), den kan holde på flere næringsstoffer, kan suge og indeholde mere vand (hvilket er blevet vigtigt med de mere ekstreme vejsituationer, vi har) mv.

I Danmark er der ca. 150 tons kulstof/ha i alm landbrugsjord. Desværre har det vist sig, at der i det moderne landbrug på visse jordtyper fjernes op til 1,2 tons kulstof/ha/år, hvilket ikke er holdbart i længden. Ved at udbringe Biogødning, der overholder de skrappe danske grænseværdier, på landbrugsjord sikres det, at kulstoffet vedligeholder jordens pulje og dermed udnyttes på en god og sikker måde.

I dele af Tyskland er der så stor fokus på jordens indhold af kulstof, at landmændene skal udarbejde et "kulstofregnskab" og derigennem sandsynliggøre, at deres produktion ikke tærer på jordens reserver af kulstof. Her efterspørges organiske gødninger såsom husdyrgødning og biogødning, som kan være med til at dokumentere, at produktionsjorden stadig er god og sund.

Mange forbinder klimaforandringerne med et øget indhold af CO₂ i luften, og mange tiltag er blevet diskuteret. Det er således meget interessant i denne sammenhæng, at forskere har påpeget, at ved at udbringe biogødning på landbrugsjord i stedet for at brænde det, spares der en udledning på ca. 180 kg CO₂ pr tons tørstof i biogødning. Så også i den henseende er det bæredygtigt at benytte en landbrugsløsning.

Økologerne er positive

Den økologiske produktion er stigende i Danmark. Herved stiger efterspørgslen på næringsstoffer. De færreste er måske bekendt med, at de økologiske regler muliggør import af konventionel husdyrgødning, for at få næringsstoffer nok. En mulighed mange økologer benytter sig af. Det diskuteres for øjeblikket ivrigt, hvorledes man kan slippe for at importere konventionelt husdyrgødning – og her er biogødning en oplagt mulighed.

Går man ind på Økologisk Landsforenings hjemmeside og søger på "Slam", er overskriften på den øverste – og nyeste – artikel, "Slam på økologiske marker – flere og flere økologer efterlyser adgang til at bruge slam som alternativ til den konventionelle gylle". Dette overrasker formentlig mange, at økologerne generelt er så positive over for biogødning

– og så alligevel ikke. Økologerne er om nogen opmærksomme på vigtigheden af, at dyrkningssystemet er i balance. At produktionsformen er bæredygtig, og at mest muligt recirkuleres. Og tanken om, at fødevarerne produceres på landet og fragtes fra produktionsarealerne ind til byerne, hvor affaldet/biogødningen opsamles og recirkuleres tilbage til produktionsarealerne ligger lige i tråd med den økologiske tankegang. Naturligvis skal der være skrappe regler, der sikrer, at vi ikke "forurener" kredsløbet – men økologerne har accepteret, at de danske myndigheder har rigtig godt styr på at sikre dette.

Miljøstyrelsen

Øverste myndighed på affaldsområdet er Miljøstyrelsen. Også her er der stor opbakning til at recirkulere og genanvende vore ressourcer – herunder biogødning. Det fremgår af regeringens ressourcestrategi, at 80 % af alt fosfor fra biogødning skal recirkuleres til landbrugsjord. Og det kan man roligt gøre, da "Krav i Affald til jord-bekendtgørelsen sikrer, at spildevandsslam uden risiko for miljø og sundhed kan genanvendes på landbrugsjord, herunder også områder med særlige drikkevandsinteresser". Bemærk, at biogødning uden problemer kan anvendes i OSD-områder. Miljøkravene er så skrappe, at der ikke er en risiko for forurening. Det skyldes, at "grænseværdier generelt er fastsat ud fra det kriterium, at der ikke må ske en ophobning af metaller og miljøfremmede stoffer i jorden som følge af anvendelse af spildevandsslam og andet affald til jordbrugsformål"

Miljøstyrelsen sidestiller ligeledes biogødning med husdyrgødning, som er en god, sikker og kendt organisk gødning, som har været benyttet igennem mange år.

Genanvend biogødning!

I en tid hvor der er så stor fokus på cirkulær økonomi, recirkulering, bæredygtighed og bevarelse af knappe ressourcer giver det rigtig god mening at sikre, at den store fosforpulje, som er i biogødning, bliver genanvendt som gødning ude på markerne. Samtidigt udnyttes mange andre positive ressourcer i biogødningen. Det er derfor glædeligt, at vidt forskellige "aktører" er positivt stemt. Det gælder landets øverste myndighed (Miljøstyrelsen), landbruget (herunder økologerne) samt de mange forskere, som er eksperter på området. Der er enorm stor faglighed i de danske anbefalinger – og det skaber tillid og tryghed. BGORJ er således helt afklarede med, at den bedste, billigste og mest sikre måde at håndtere biogødning på er ved direkte at benytte det som gødning på landbrugsjord. Herved udnyttes alle ressourcer. Det siger vores miljøminister, at vi skal – og man skal gøre, som ministeren siger.



En opdatering af regnearket til Skrift 30



Af: Ida Bülow Gregersen, Rambøll



Af: Søren Højmark Rasmussen, EnviDan



Af: Henrik Madsen, DHI



Af: Karsten Arnbjerg-Nielsen, DTU Miljø

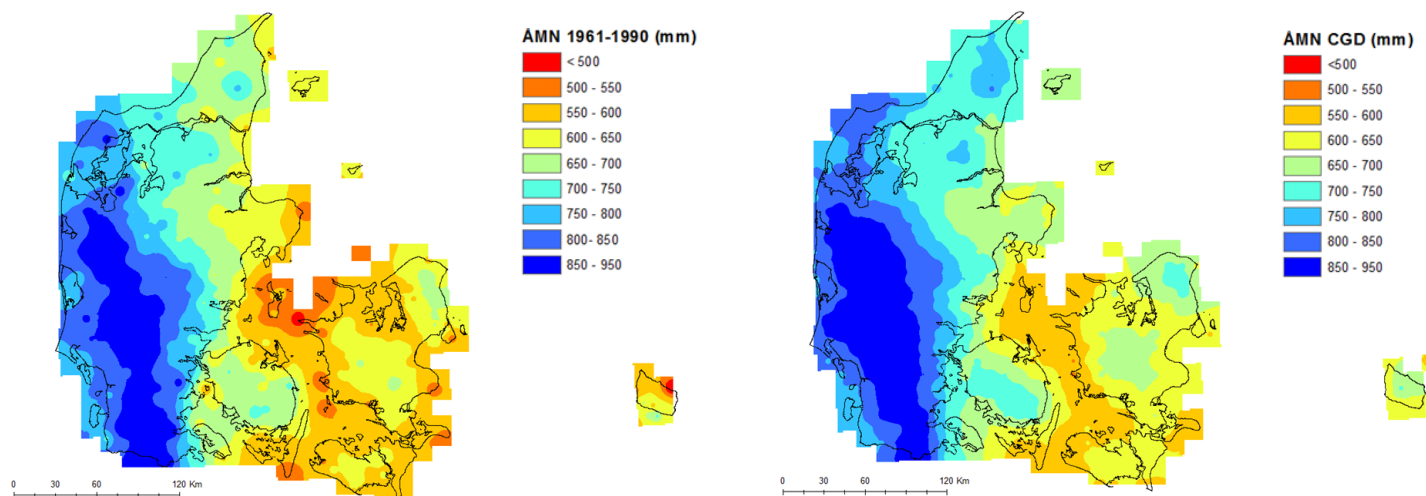
Skrift 30 blev udgivet af Spildevandskomiteen i 2014. Skriftet indeholder anbefalinger omkring dimensionsgivende regnintensiteter og klimafaktorer.

Selve skriftet blev traditionen tro ledsaget af et hjælpeværktøj (regneark regionalregnrække version 4.0). Dette værktøj kan beregne regnrækken for en given lokalitet og gentagelsesperiode. Baseret på denne regnrække beregnes herefter intensiteter for den tilsvarende CDS regn samt bassinvoluminer. Spildevandskomiteen udgiver nu et nyt regneark med flere forbedringer. Metoderne er uændrede og der udgives derfor kun et regneark, men ikke et nyt skrift.

Det nye regneark kan hentes på Spildevandskomiteens hjemmeside <https://universe.ida.dk/netvaerk/energi-miljoe-og-global-development/spildevandskomiteen/spildevandskomiteens-skrifter/>

Baggrund

Den regionale ekstremværdimodel beskriver variationen i antallet af ekstreme hændelser samt variationen i den ekstreme middelintensitet ud fra to regionale variable. I Skrift 28 benyttede man årsmiddelnedbøren samt en regionsopdeling (Øst/Vest for Storebælt) som forklarende variable. I Skrift 30 viste den statistiske bearbejdning af data fra Spildevandskomiteens regnmålersystem, at regionsopdelingen i Øst/Vest for Storebælt ikke længere kunne forsvares. I stedet skulle den simple regionsopdeling erstattes af en mere kompleks variation over Danmark, hvor f.eks. både Nordsjælland og Aalborg ligger på samme niveau. En bearbejdning af data fra DMI's Klimagrid Danmark (Scharling 1999) viste, at middelværdien af den ekstreme døgnnedbør (μ_{CGD}) i dette datasæt viste en lignende variation over Danmark, hvormed denne kunne benyttes som forklarende variabel.

**Tabel 1**

Den regionale variation af årsmiddelnedbøren i Danmark. Til venstre, baseret på standard normal perioden 1961-1990 og anvendt i regneark regionalregneark version 4.0. Til højre, baseret på Klimagrid Danmark og anvendt i regneark regionalregneark version 4.1.

Under hensyntagen til brugerne af det medfølgende regneark (version 4.0) besluttede gruppen bag Skrift 30, at μ_{CGD} ikke skulle præsenteres på et kort til manual aflæsning, men at regnearket ud fra et sæt brugerdefinerede koordinater (UTM32) skulle estimere værdien af μ_{CGD} til brug i den regionale ekstremværdi-model. Kortet med den regionale variation af årsmiddelnedbør, der refererer til Frich et. al (1997), og som i Skrift 28 anvendes ud fra aflæsning, blev ligeledes inkorporeret i regnearket. Efter tilbagemeldinger fra brugerne vedrørende mindre uoverensstemmelser mellem den beregnede årsmiddelnedbør i Excel arket (version 4.0) og aflæsning på kortet fra Frich et. al (1997), for få lokaliteter i Danmark, er data bag årsmiddelnedbøren i regnearket nu blevet ændret. Desuden har det været ønskeligt at få et konsistent grid-baseret klima datasæt som grundlag for beregningerne. I det opdaterede regneark (version 4.1) er estimeret af årsmiddelnedbøren baseret på data fra Klimagrid Danmark, og der er udviklet nye regionale regressionsmodeller til beregning af antallet af ekstreme hændelser baseret på dette datasæt. I version 4.1 benyttes altså data fra Klimagrid Danmark til bestemmelse af både årsmiddelnedbør og ekstrem døgnedbør.

Estimer af årsmiddelnedbøren

WMO (World Meteorological Organisation) har defineret følgende standard normal periode for årsmiddelnedbør 1931-1960, 1961-1990, 1991-2020. På baggrund af målinger fra DMI's regionale døgnmåler netværk, samt viden om topografiske forhold, publicerede Frich et. al i 1997 en række kort med variation i års- og sæsonnedbør for standard normal perioden 1961-1990. Årsmiddelnedbøren fra DMI's stationer i denne periode benævnes i det følgende $\text{ÅMN}_{1961-1990}$ (se Figur 1). Bemærk at Figur 1 er lavet ud fra invers distance interpolation metoden, der også anvendes i begge regneark.

Klimagrid Danmark er et landsdækkende net af gridceller med en opløsning på $10 \times 10 \text{ km}^2$. I det produkt der anvendes i forskningssammenhæng er nedbøren baseret på målinger fra perioden 1989-2010, ligeledes fra DMI's regionale døgnmåler netværk. Disse punktmålinger er omregnet til gridcelleværdier ud fra interpolationsproducenten beskrevet i Scharling (1999). Årsmiddelnedbøren fra Klimagrid Danmark benævnes i det følgende ÅMN_{CGD} (se Figur 1).

Tabel 1

Forskel mellem regneark version 4.0 og regneark version 4.1. Bassin volumen er udregnet med en gentagelsesperiode på 5 år, sikkerhedsfaktor 1,4, 10 ha befæstet areal, hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8 og afskærende ledningskapacitet på 10 l/s.

By	UTM (WGS84 ZONE 32)		Årsmiddelnedbør (mm)			Middelværdi ekstrem døggnedbør (mm/dag) ver 4.0 og 4.1	Bassin volumen (m ³)		
	Northing	Easting	Skrift 28 Frich et al.	Skrift 30 ver. 4.0 ÅMN ₁₉₆₁₋₁₉₉₀	Skrift 30 ver. 4.1 ÅMN _{CGD}		Skrift 30 ver 4.0	Skrift 30 ver 4.1	Forskel %
Esbjerg	6149223	463949	800	771	821	25,5	5547	5654	1,9
Herning	6222388	496400	850	810	862	25,4	5590	5719	2,3
Hørsholm	6200549	718474	650	652	689	27,6	6263	6226	-0,6
Nyborg	6130608	613310	600	690	650	26,3	5728	5352	-6,6
Ringsted	6147621	676580	630	625	657	27,3	5996	5887	-1,8
Aalborg	6322923	557583	650	669	721	27,7	6456	6532	1,2
Århus	6220681	571099	650	665	707	25,5	5243	5249	0,1

Estimaterne af årsmiddelnedbøren fra de to forskellige datasæt er ikke direkte sammenlignelige. Dette skyldes forskellen i den bagvedliggende observationsperiode, samt at ÅMN_{CGD} angiver arealværdier hvorimod $\text{ÅMN}_{1961-1990}$ repræsenterer punktmålinger. Af Figur 1 ses tydeligt at mønsteret i variationen over Danmark er mere udglattet for ÅMN_{CGD} grundet interpolationsproceduren. Denne dæmper effekten af enkelte målestationer med en årsmiddelnedbør som adskiller sig markant fra de omkringliggende. Der er generel evidens for at årsnedbøren er stigende (Cappelen, 2013). På dette grundlag forventes ÅMN_{CGD} at være højere end $\text{ÅMN}_{1961-1990}$. Dog med det forbehold at forskellen mellem punkt og areal nedbør potentielt set kan udligne stigningen. Hovedpointen er, at årsmiddelnedbørsestimat fra regneark version 4.0 og regneark version 4.1 ikke er udregnet på samme måde og derfor ikke er direkte sammenlignelige.

Forskel mellem regneark version 4.0 og version 4.1

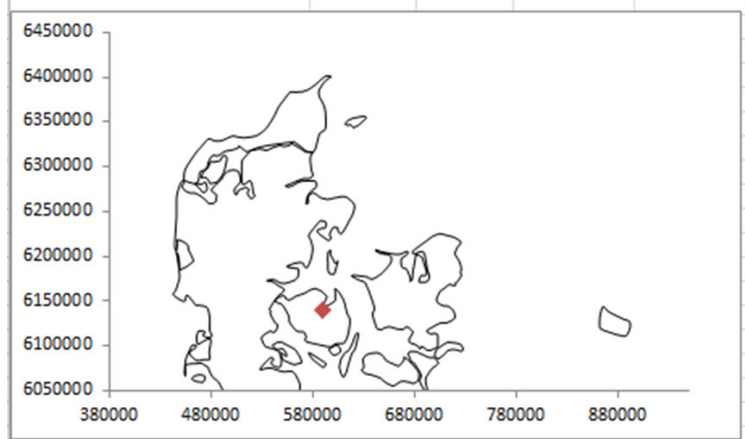
Parametrene i den regionale model er blevet genberegnet med ÅMN_{CGD} som forklarende variabel. De anvendte data fra Spildevandskomiteens Regnmålersystem er uændrede i forhold til Skrift 30 og omfatter 83 stationer med observationer i perioden 1979-2012. Som udgangspunkt er ændringen i dimensionsgivende intensiteter og bassinvolumen fra version 4.0 til version 4.1 minimal. Med undtagelse af områder der, ved anvendelsen af $\text{ÅMN}_{1961-1990}$, ligger tæt på målestationer med en årsmiddelnedbør som adskiller sig markant fra de omkringliggende stationer. Som illustration af dette er bassinvolumen udregnet for syv danske byer med hhv. regneark version 4.0 og regneark version 4.1 (Se Tabel 1).

For seks ud af de syv byer er ændringen indenfor +/- 2,5 % og dermed lille, relativt set. For Nyborg er ændringen derimod over 5 %. Af $\text{ÅMN}_{1961-1990}$ kortet (Figur 1 øverst) ses, at omkring Nyborg er variation af årsmiddelnedbøren meget stor, således at en lille ændring i koordinatsættet kan give en betydelig ændring i estimatet af årsmiddelnedbøren. Dette er uhensigtsmæssigt og rettet i regneark version 4.1. Der kan være andre steder i Danmark hvor noget lignende gør sig gældende.

Som en yderligere forbedring af regneark version 4.0 er der i version 4.1 tilføjet et Danmarks kort der viser den geografiske placering af det koordinatsæt som brugeren har indtastet (se Figur 2).

Regnkurve karakteristika		
Northing (WGS84 ZONE 32)	6140000	
Easting (WGS84 ZONE 32)	589900	
Årsmiddelnedbør [mm]	676	Beregnes ud fra N og E koordinater
døgnetedbør DMI Klimagrid [mm/dag]	25.8	Beregnes ud fra N og E koordinater
Gentagelsesperiode (år)	5	
Sikkerhedsfaktor (Fra Skrift 27)	1	Defineret i Skrift 27, Faktor til beskrivelse af
Varighed (min)	Intensitet givet ovenstående input (µm/s)	
20	11.86	

Design regnkurve					
Varighed (min)	z_T (µm/s)	$S\{z_T\}$ (µm/s)	f^*z_T (µm/s)	Regression (µm/s)	
1	36.07	3.26	36.07	36.16	
2	31.92	2.68	31.92	32.00	
5	24.19	1.62	24.19	24.16	
10	17.78	1.35	17.78	17.61	
30	9.20	0.86	9.20	9.16	
60	5.66	0.63	5.66	5.69	
180	2.54	0.24	2.54	2.56	
360	1.52	0.10	1.52	1.52	
720	0.90	0.07	0.90	0.90	
1440	0.53	0.04	0.53	0.53	
2880	0.32	0.02	0.32	0.31	



Figur 2
Geografisk placering af koordinatsæt i regneark version 4.1

Referencer

Cappelen, J. (2013). "Denmark – DMI Historical Climate Data Collection 1768 – 2012". Technical report 13-02. Danish Meteorological Institute, Ministry of Climate and Energy, Copenhagen Denmark

Frich , P., Rosenørn S., Madsen, H. og Jensen J.J. (1997). "Observed precipitation in Denmark 1961-1990". Technical report 97-8. Danish Meteorological Institute, Ministry of Transport, Copenhagen Denmark

Scharling, M. (1999). "Climate Grid Denmark – Dataset of use in research and education – Daily and monthly values 1989-2010". Technical report 12-10. Danish Meteorological Institute, Ministry of Climate and Energy, Copenhagen Denmark

Spildevandskomiteen Skrift 28 (2006). "Regional variation af ekstremregn i Danmark – ny bearbejdning 1979-2005, skrift nr. 28". Spildevandskomiteen, Ingeniørforeningen i Danmark – IDA

Spildevandskomiteen Skrift 30 (2014). "Opdaterede klimafaktorer og dimensionsgivende regnintensiteter, skrift nr. 30". Spildevandskomiteen, Ingeniørforeningen i Danmark – IDA

Undersøgelse af bakterielle koncentrationer i afstrømmende regnvand fra befæstede arealer



Af: Wickie Bekker Lassen
Cand.techn.soc
Syddansk Universitet



Af: Nathalie Høst
Cand.techn.soc
Syddansk Universitet

I Esbjerg kommune har prøver fra flere kystområder vist regnvandsbetinget tilførsel af mikrobielle patogener, særligt *Escherichia coli* (*E. coli*), med forekommende overskridelser af fastsatte grænseværdier for badevandskvalitet.

Vandløbssystemet Guldager Møllebæk, som har udløb til en del af kystområdet, hvor problemstillingen er størst, modtager overfladevand fra ejendomme i separatloakerede kloakoplande. Det sidste fællesloakerede opland er for nyligt omlagt til separatloak, med deraf følgende nedlægning af et overløbsbygværk i 2015. Dette skulle forbedre vandkvaliteten ved kystområdet ved udløbet, men forbedringen udeblev. En række undersøgelser har vist, at afledt regn- og overfladevand fra separatloakerede ejendomme (Esbjerg Kommune, 2015; Høst & Lassen, 2016) og ligeledes fra vejvand og andre befæstede arealer indeholder høje koncentrationer af *E. coli*. Regn- samt overfladevand fra flere områder må derfor fortsat betragtes som potentielle forureningskilder.

Overfladevandets betydning for badevandskvalitet

Badevandskvalitet reguleres gennem EU's Badevandsdirektiv, og nationalt gennem Bekendtgørelse om Badevand og Badeområder, og stiller krav til, at kommuner skal føre tilsyn med samt fastlægge badevandskvalitet, herunder kortlægge potentielle forureningskilder hertil. Krav til badevandskvalitet er baseret på målte koncentrationer af *E. coli* og enterokokker, som indikatorbakterier for fækal forurening. Badevandskvaliteten fastlægges efter antallet af bakterier per 100 ml vand i udtagne prøver. Klassificeringen af vandkvaliteten ved Esbjerg balancerer tæt på badeforbud på en del af kyststrækningen.

Guldager Møllebæk, som kan ses på figur 1, er et vandløbssystem som er ca. 4 km lang, og i oplandet er der ca. 20 udløb, hvoraf kun enkelte er tilknyttet et forsinkelsesbassin. Vandløbssystemet modtager regn- samt overfladevand fra vejvandsområder, markarealer samt de separatloakerede oplande Sædding, Sønderis, Hjerting og Guldager, hvor

separatkloakering enten er udført ved opførelsestidspunktet for ejendommene eller gennem nyere omlægning af systemerne. Ydermere er der enkelte ejendomme i det åbne land, som afleder mekanisk rensset spildevand i form af nedsivningsanlæg. Omlægning af det sidste fælleskloakerede område i 2010 (opland E01 på figur 1) med afledning til Guldager Møllebæk samt nedlægning af et overløbsbygværk på strækningen i 2015, har reduceret antallet af overløb fra området, men en forbedring i badevandskvaliteten ved kystområdet Sædding strand, hvor systemet har udløb til, er ikke forekommet.

Analyse af overfladevand

En prøvetagningskampagne blev i 2016 planlagt for to separatkloakerede kloakoplande, se figur 1, som oprindeligt er separatkloakeret (E02) samt omlagt fra fælleskloak (E01), for at opnå et større datagrundlag for bakteriemålinger fra området (Høst & Lassen, 2016). Kampagnen blev planlagt udført ved kraftigere nedbørshændelser, med udtagelse af en seriemåling over tre timer, for at opnå et øjebliksbillede i udviklingen af bakterietalene for det afledte regn- samt overfladevand. Det lykkedes at udtage en tidsserie, efter en længere periode med lidt nedbør. Prøvestationerne kan ses på figur 2.

Prøvetagningskampagnen fokuserede på mikrobakterierne *E. coli* og enterokokker, på grund af anvendelsesmuligheden som indikatorbakterier for tilstedeværelsen af fortyndet spildevand, herunder andre potentielt forurenende stoffer, såsom tungmetaller m.fl. Forekomster af bakterierne stammer ofte fra spildevandsudledninger, men kan også stamme fra kvæg og andre dyr.

Figur 2 viser de udvalgte prøvetagningspunkter for bakterieundersøgelsen, som består af vandprøver udtaget i regnvandsbrønde samt ved grøfteudløb

Figur 1
Guldager Møllebæk-systemet, Esbjerg



Figur 2
Punkter for bakterieundersøgelse i 2016



Prøvestation	Udtagningsmetode
S1-S2	Prøverne blev udtaget direkte fra overfladevandets udledningspunkter i opland E02 ved faldende vandstråle
S3-S4	Prøverne blev udtaget direkte fra overfladevandets udledningspunkter i opland E02 i grøft, hvor S4 blev udtaget fra et udløb, hvor røret ligger på niveau med grøften, men er udtaget så langt inde, som muligt
S5	Prøven blev udtaget ved grøfteudløb efter de 4 udløb fra E02, og løber ud i Guldager Møllebæk
S6	Prøven blev udtaget opstrøms afvandingsområdet (S6)
S7	Prøven blev udtaget direkte fra en regnvandsbrønd fra opland E01
S8	Prøven blev udtaget nedstrøms, ca. 10 meter fra tilløb med afledning af regn- og overfladevand fra opland E01.
S9	Prøven blev udtaget før udledningen til Vadehavet og Ho Bugt.

Tabel 1

Prøvetagningsstationer samt -metoder, Høst & Lassen, 2016.

til nærliggende bæk. Sidstnævnte udtagningsmetode blev anvendt, hvor det ikke har været muligt at åbne kloakdæksler eller efterfølgende lukke dem forsvarligt, på grund af den begrænsede tid. Vandprøverne er blevet undersøgt for E. coli og enterokokker af et akkrediteret laboratorium, i overensstemmelse med standarderne ISO 9308-3:1998 (E. coli: Mini-MPN) og ISO 7899-1:1998 (Enterokokker: MPN). Tabel 1 viser de udvalgte prøvestationer samt udtagningsmetoder.

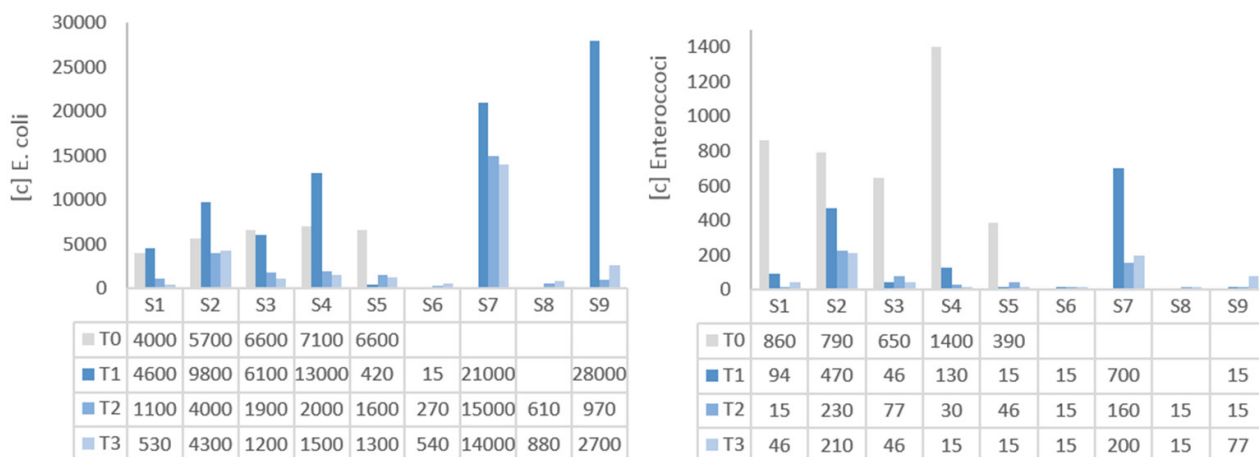
Formålet med bakteriemålingen var ligeledes at belyse, hvorvidt bakterielle koncentrationer fra separatkloakerede oplande alene, kan have en effekt på den lokale badevandskvalitet ved Sædding Strand. Prøverne opstrøms var nødvendige for at bestemme tilstrømningen af E. coli koncentrationer fra andre potentielle kilder end kloakopland E01 og E02, og eventuelt muliggøre en eventuel udelukkelse af bakterier fra de separatkloakerede områder.

Figur 3 viser resultaterne fra bakteriemålingen, hvor T0 refererer til en prøve udtaget af Esbjerg Kommune (2015) som supplerende data, og hvor T1-T3 angiver den nyere bakteriemåling samt udvikling over tre timer (Høst & Lassen, 2016). Forud for prøverne i T0, var der faldet ca. 18 mm regn i 12 timer forinden, og forud for tidsserien (T1-T3), havde det ikke regnet i 24 forinden, medens der blev målt ca. 7 mm nedbør i prøvetagningsperioden på 3 timer. Der er stor variation i de målte bakterielle koncentrationer fra den første time til den sidste, som kan indikere en potentiel first flush effekt. Denne effekt er dog omdiskuteret og kan afhænge af mange forhold, og kan ikke udelukkende påvises på baggrund af enkelte bakteriemålinger.

De målte E. coli værdier varierer fra <15 og op til 28.000 bakterier/100 ml, og er højere end de målte prøver for enterokokker. E-coli prøverne viste høje koncentrationer i overfladevandet fra kloakopland E01 og E02, medens prøverne i bækken opstrøms var lave, hvilket indikerer, at forureningskilderne enten er nedstrøms, eller at forureningskilder opstrøms endnu ikke er nået frem til prøvetagningspunkterne ved udtagelsestidspunktet. De målte bakterietal ved udløbet til kysten var de højeste. På baggrund af eksisterende data for vandløbssystemet sammenholdt med data fra kystområdet, kan E.coli herfra forventes at have større betydning på badevandskvaliteten, hvor enterokokker fra vandløbssystemet formentlig er af mindre betydning, og tilføres til badevandsområdet fra andre kilder over større afstande.

Hvor stammer bakterierne fra?

Da det på nuværende tidspunkt ikke har været muligt med sikkerhed at identificere forureningskilderne til de målte bakteriekoncentrationer, er en række mulige kilder undersøgt, baseret på lokale bakteriemålinger samt litteraturstudier. De væsentligste resultater gennemgås i de følgende afsnit.



Figur 3
Målte koncentrationer af E. coli og enterokokker ved kloakopland E01, E02 samt Guldager Møllebæk.

Fejltilslutninger

Kendskabet til erfaringer med fejltilslutninger i separatkloakerede områder er undersøgt i Høst & Lassen (2016), da kendskabet hertil er begrænset. Undersøgelsen er baseret på en kvantitativ spørgeskemaundersøgelse, som blev tildelt 12 forsyningsselskaber i kommuner, som separatkloakerer, hvoraf 50 % deltog. Erfaringer med fejltilslutninger blev angivet som en procentdel (antal forventede fejltilslutninger af ejendomme ud af det totale antal separatkloakerede ejendomme). Erfaringstal blev af forsyningsselskaberne angivet i størrelsesordenen 1 til 15 %, hvilket kan muliggøre, at fejltilslutninger må betragtes som en potentiel forureningskilde.

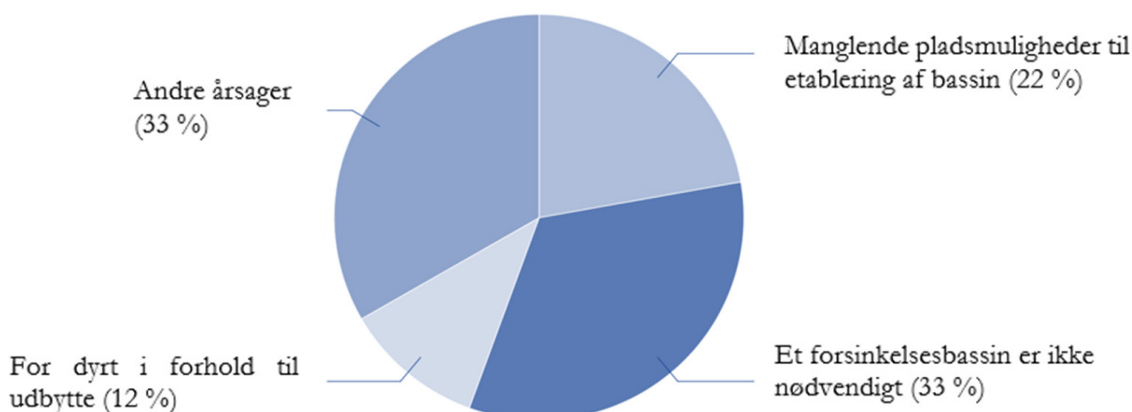
Supplerende litteraturstudier blev ligeledes undersøgt. I et engelsk litteraturstudie af Ellis & Butler (2015) antydes det, at der på nationalt plan er 300.000-500.000 fejlkoblinger i England og Wales, medens andre engelske undersøgelser argumenterer for tal, som når helt op til 1-1.250.000. De fleste områder i undersøgelserne havde 3-6 % fejlkoblinger, og enkelte såkaldte "hotspots", med 25-35 % anslåede fejlkoblinger i systemet. Erfaringstal for fejltilslutninger kan ligeledes argumenteres for at være mellem 1-5%, hvis europæiske og amerikanske undersøgelser tages i betragtning. Sidstnævnte tal påvirkes dog også af såkaldte "hotspots", som vurderes at være mellem 20-30%.

Vejvand

En supplerende undersøgelse af vejvand, foretaget af Esbjerg Kommune (2016) har vist, at regn- og overfladevand fra vejarealer, som afleder direkte til udløbet fra Guldager Møllebæk til kystområdet, ligeledes indeholder høje bakterietal. Der blev udtaget to vandprøver fra et punkt, hvor fejlslutninger ikke kan forekomme. Vejvandsprøverne viste for E. coli bakterietal på hhv. 1100-1400 antal/100 ml efter ca. 7-11 mm nedbør, samt 7100-8300 antal/100 ml efter ca. 3-4,5 mm nedbør, hvorfor vejvand må betragtes som en væsentlig forureningskilde. Et studie af DHI (2013) har undersøgt overfladevand fra vejarealer efter ca. 16,2 mm nedbør, som viste bakterietal på hhv. 960/1300 E. coli/100 ml (ca 14000 køretøjer per dag) samt 301/291 E. coli/100 ml (<300 køretøjer per dag).

Tagvand

En fransk undersøgelse har screenet tagvand opsamlet i forstæder og landområder for 405 forskellige pesticidforbindelser. Der blev fundet høje pesticidkoncentrationer i både landdistrikter og forstæder (Vialle et al. 2013). Yderligere litteratur mener dog, at tagvand ikke udgør nogen sundhedsrisiko (set i forhold til mikrobakterier) i forbindelse med rekreativ brug. En dansk rapport konkluderede, at mere end 90% af undersøgte tagvandsprøver målte en E. coli koncentration på mindre end 1000 cfu/100 ml. (Arnbjerg-Nielsen et al. 2003). Bakterioprøver udtaget ved Ørestaden, Kalvebod Brygge samt Sluseholmen har vist, at kun 4 ud af 24 målte prøver indeholdt mere end 500 E. coli. Flere udenlandske undersøgelser viser ligeledes, at tagvand ikke indeholder høje bakterietal.



Figur 4
Årsager til, at forsinkelsesbassiner ikke anvendes ved separatkloakeringsprojekter

Øvrige forureningskilder

Det kan ikke udelukkes, at potentielt utætte krydsende spildevandsledninger eller udslip nær Guldager-Møllebæk-systemet fra spildevandsanlæg, kan have en indflydelse på bakterietalene. Der er blevet udført en supplerende undersøgelse med udtagelse af tørvejsprøver for at belyse kendskabet til disse potentielle kilder (Høst & Lassen, 2016). Tørvejsprøverne blev udtaget i en periode med mere end 48 timers tørvej forinden prøvetagningen, og prøverne blev udtaget ved prøvestationerne S6, S8 og S9 (figur 2) i selve bækken ved Guldager Møllebæk. Resultaterne indikerede lave koncentrationer for begge indikatorbakterier, hvor målte koncentrationer for enterokokker var under detektionsgrænsen, og hvor E. coli koncentrationer blev målt til henholdsvis <15, 61 samt 61 antal bakterier per 100 ml.

Vidensdeling og anbefalinger

Muligheder for at opspore fejltilslutninger

Opsamlingen på data fra bakteriemålinger udført ved Esbjerg samt fra øvrige litteraturstudier viser, at der generelt er et begrænset kendskab til bakterieindholdet af overfladevand, og at forureningskilder derfor kan være svære at identificere. Årsagen til de relativt høje erfaringstal for fejlkoblinger, som særligt er relevante for separatkloakeringssystemer, bør ydermere undersøges, for at opnå en større sikkerhed for den reelle fejltilslutningsgrad ved projekter. Fejlkoblinger i separate kloaksystemer stammer fra enten "gråt vand" (vaskemaskine, håndvask, m.fl.) eller "sort vand" (toiletskyl), der begge har forskellige kemiske sammensætninger. Tabel 2 viser en opsamling af forskellige erfaringsmetoder og indikationsparametre, der kan anvendes til kildeopsporing af udledninger fra gråt og/eller sort spildevand.

Regnvandsbassiner som rensningsmulighed

Der findes et begrænset datagrundlag for effekten af forsinkelsesbassiner i forhold til bakterieindhold af nyere dato. Dog har enkelte undersøgelser påvist varierende effekt på bakteriekoncentrationer, med en gennemsnitlig effekt svarende til en forventet rensning på 95 %, ved anvendelse af forskellige typer af bassiner, herunder våde bassiner, forsinkelsesbassiner med nedsivning, langsomfiltration, slow-sand filtration samt biofiltre.

I Høst & Lassen (2016) blev flere forsyningsselskaber spurgt til, hvor stor en andel af separatkloakeringsprojekter i den pågældende kommune, som har en renseløsning for regn- samt overfladevand. Af de 6 forsyningsselskaber, som deltog, svarede 50 %, at bassiner meget ofte anvendes, 33 % svarede ofte, og 17 % svarede af og til. Figur 4 angiver årsager til, at forsinkelsesbassiner er blevet fravalgt i forbindelse med ældre samt nyere separatkloakeringsprojekter.

Hvordan bør urensset overfladevand håndteres?

Hvorvidt overfladevand indeholder mikrobakterier eller ej, har været genstand for diskussion i længere tid, samt om dette, sammen med tagvand, kan anvendes rekreativt. En fransk undersøgelse har vist, at overfladevand i nogle tilfælde er mere forurenset end sedimentpartiklerne i Sein floden, hvor overfladevand findes at indeholde tungmetaller

Visuel inspektion

- a) Flow fra rør i tørt vejr
- b) Sporing i brønde ved brug af spor-bart stof (farvestof/nummererede golfbolde/røg)
- c) Undersøgelse af lugt, farve og synligt indhold (fx toiletpaper)
- d) Kontrol af kloakledning (se efter revner)
- e) Gennemgang af offentlige henvendelser eller klager (f.eks. nedsynkning i vej)

Indikatorer for sort vand

- a) BOD (Biochemical Oxygen Demand): Aerobe biologiske organismer har behov for opløst ilt til at nedbryde organiske materialer. Forholdet mellem følgende bør undersøges:
 - i. NH₃ (ammoniak)
 - ii. N (nitrat/nitrogen)
 - iii. P (fosfor)
- b) Bakterier (E. coli og streptokokker/enterokokker)
- c) Koffein-test
- d) Triclosan: konserveringsmidler, skønhedsprodukter mv.
- e) Fækale bakterier; identifikation af typespecifikke indikatorer:
 - i. PCR (tilsætning af fluorescerende amplifierer DNA)
 - ii. Antibiotisk modstand (ABR)
 - iii. DNA (fækale isolatorer kan identificere kæledyr, mennesker, forskellige dyr og fugle fra hinanden)
- f) Undersøgelse af hundeluftning langs kloakledningen
- g) Tryptophan: identificerer de essentielle aminosyrer (for mennesker)
- h) Forholdet mellem K (kalium) og PO₄ (fosfat)
- i) NH₄ (Ammonium)
- j) Continin (nicotin)
- k) Temperaturmåling langs kloakken: Påvisning af "varmt vand" (18-22 °C, er mest sandsynligt spildevand)

Indikatorer for gråt vand

- a) Cl (klor) og B (bor): Ofte i blegemiddel, vaskepulver, m.fl.
- b) Koffein-test
- c) Fluorescens (pulserende elektroforese) identificerer opløselige reaktivt fosfor fra vaskemidler mv.
- d) Triclosan: konserveringsmidler, plejeprodukter (deodorant, tandpasta, etc.).
- e) Temperaturmåling langs kloakken: Påvisning af "varmt vand" (25 °C og derover er mest sandsynligt gråt vand)

Tablet 2

Oversigt over indikatorer til kildeopsporing ved fejltilslutninger (Høst & Lassen, 2016)

(især afstrømning fra veje) og andre miljøfremmede stoffer (Zgheib et al. 2012). En anden undersøgelse fra Frankrig har over et år set på påvirkningen af regnvandsbetinget afledning af overfladevand fra separate kloaksystemer i forhold til flere forureningsparametre (kemisk-/biologisk iltforbrug, totalt kvælstof, ammonium, nitrat, PAH, total fosfor, flygtige sus. stoffer), og fandt, at vandet havde en indvirkning på den årlige forurening, afhængigt af størrelsen på kloakoplandet (Deffontis et al. 2013).

På trods af et begrænset datagrundlag og kendskab til flere aspekter af problemstillingen, bør forsigtighedsprincippet anvendes, da urensset overfladevand kan være en potentiel forureningskilde ved direkte afledning til modtagende recipienter og andre rekreative anvendelser.

Referencer

- Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Hasling, A., et al. , 2003. Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug.
- Deffontis, S. et al. , 2013. Impact of dry weather discharges on annual pollution from a separate storm sewer in Toulouse, France. *Science of the Total Environment*, 452-453, pp.394–403. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.014>.
- DHI, Nyttiggørelse af vejvand i Århusgadekvarteret. 2013.
- Ellis, J.B. & Butler, D., 2015. Science of the Total Environment Surface water sewer misconnections in England and Wales : Pollution sources and impacts. *Science of the Total Environment*, The, 526, pp.98–109. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.042>.
- Esbjerg Kommune, 2015. Data fra indledende bakterieundersøgelse af kloakopland E01 og E02.
- Esbjerg Kommune, 2016. Data fra vejvandsprøver ved udløb til Sædding strand.
- Høst, N. & Lassen, W. 2016. Socio-economic Analysis of Urban Water Management Through Separate Sewer Systems. Syddansk Universitet.
- Zgheib, S., Moilleron, R. & Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 - Case of separate storm sewers. *Water Research*, 46(20), pp.6683–6692.

Svovlbrinte-udfordringer

– ved centralisering og energioptimering af spildevandsnetværk

DEL 1,

... fortsættelse følger i det næste EVA-blad



Af: Bruno Kiilerich,
Erhvervs PhD studerende
Aalborg Universitet/Grundfos

Ved centraliseringen af spildevandsrensningen fra mindre byer og spredt bebyggelse bliver man, grundet topografien i Danmark, nødt til at pumpe spildevandet.

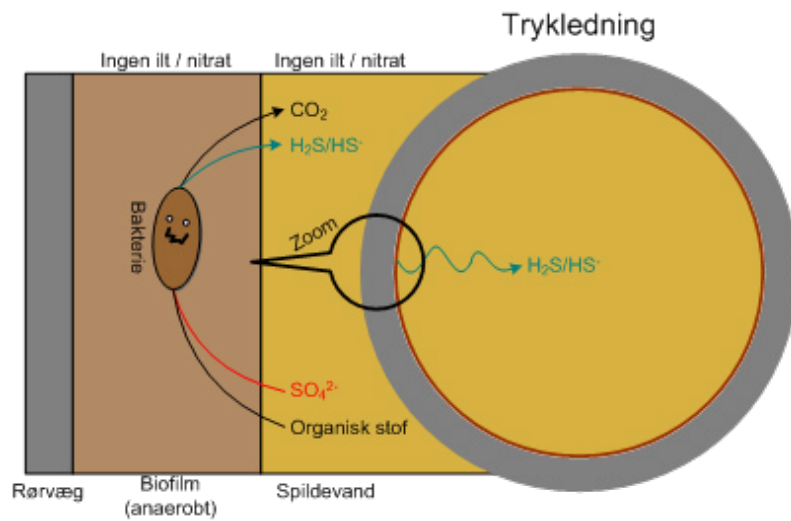
Indledning

Ofte er det små voluminer af vand, der skal transporteres over lange afstande, hvilket resulterer i systemer med en lang opholdstid. Spildevandet er endvidere i stigende grad separeret og mængden af uvedkommende vand i systemet vil være lavt, hvilket betyder, at der er en høj koncentration af organisk stof. Disse forhold fremmer svovlbrintedannelsen og kan give anledning til problematiske niveauer af svovlbrinte som vi vil se senere. Udover kloakering i det åbne land og centraliseringen af spildevandsrensningen er der også i den danske vandsektor et stort fokus på at spare energi ved at optimere pumpe-driften i spildevandsnetværket, blandt andet med inspiration fra "Håndbog i Energibesparelser – på pumpe-systemer til spildevand", der blev udgivet marts 2006 af arbejdsgruppen under PSO – Forsknings- og Udviklingsprojektet 336-055.

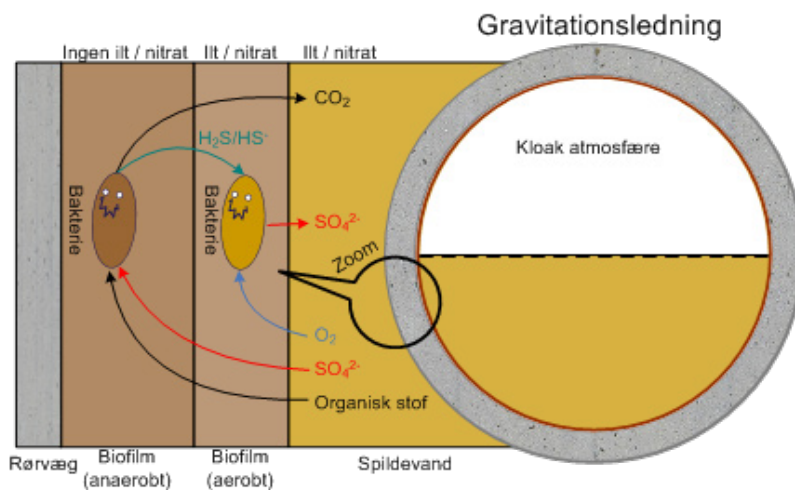
Da modtrykket i systemet øges med øget hastighed af spildevandet og dermed udgiften til at pumpe spildevandet, kan der være en hel del energi at spare ved at nedsætte pumpehastigheden. Altså pumpe spildevandet ved lavere hastighed. Men som vi også skal se senere er dette ikke en ubetinget god strategi såfremt svovlbrintedannelse i systemet tages i betragtning, da svovlbrintedannelsen stort set er uafhængig af hastighed i røret inden for de hastighedsgrænser der normalt anvendes.

Problemerne i relation til svovlbrinte er for de fleste i spildevandsbranchen velkendte og udmønter sig i bund og grund i tre overordnede grupper.

- Lugtgener i nærheden af steder hvor svovlbrinte frigives, selv når det forekommer i meget små koncentrationer
- Korrosion af betonledninger, metalkomponenter og styringskomponenter i spildevandsnetværket
- Arbejdsmiljøproblemer da sundhedsskadelige koncentrationer nemt forekommer under normale driftsforhold



Figur 1
Skitse af sulfiddannelse i en anaerob biofilm, hvor sulfat og organisk stof diffunderer ind i biofilmen og efter omdannelse af bakterierne diffunderer sulfid ud i spildevandet.



Figur 2
Skitse af sulfiddannelse i en dybereliggende anaerob biofilm og efterfølgende iltning af sulfid til sulfat i en overliggende aerob biofilm.

For at undgå problemerne som svovlbriente medfører, er det vigtigt at have en grundlæggende forståelse for mekanismerne hvormed det dannes og frigives i spildevandsnetværket, samt hvilke faktorer der influerer dette. Herved kan man allerede i planlægningsfasen lave tiltag, der om ikke fuldstændigt undgår dannelsen af svovlbriente, så i det mindste reducerer den. Yderligere kan man planlægge tiltag så eventuelle problemer flyttes til steder hvor det ikke betyder noget eller økonomisk ikke er så dyrt at udbedre f.eks. opståede korrosionsskader på rørene.

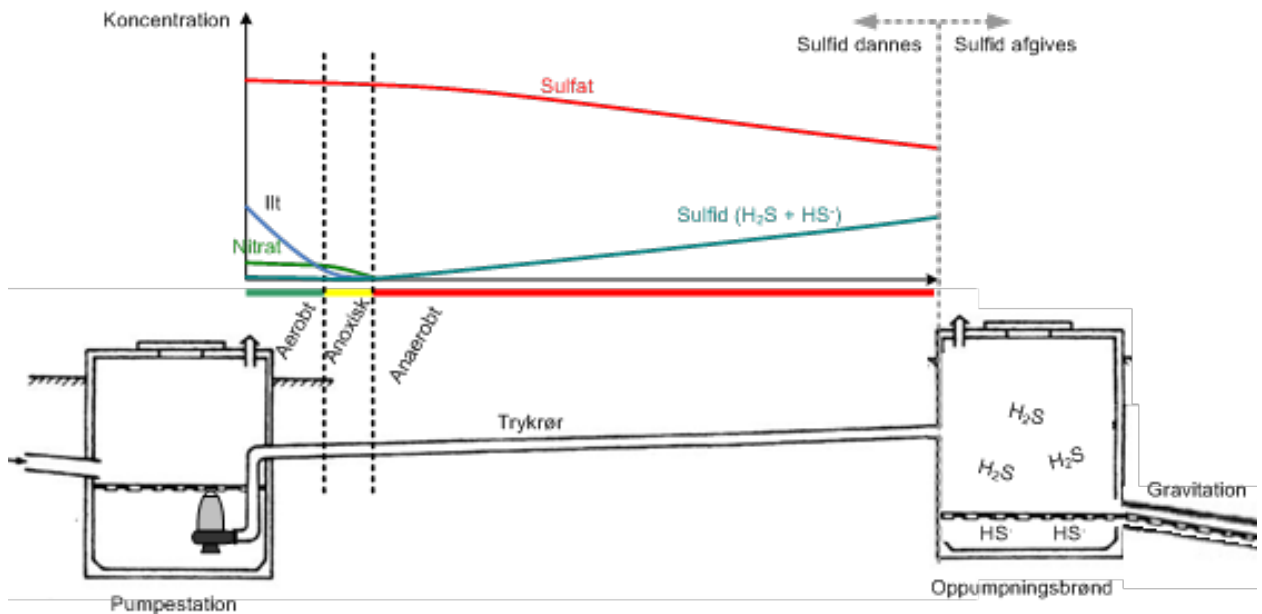
Den mest effektive og billigste svovlbrientebekæmpelse er den man laver allerede i planlægningsfasen, men en erkendelse er også, at selv ved optimal planlægning kan man ikke fuldstændigt undgå svovlbriente dannelse i systemet. Man bør derfor ydermere have en grundlæggende viden om forskellige bekæmpelsesstrategier, for at kunne anvende den rette strategi på den givne ledningsstrækning.

Essensen af det hele er, at man har brug for en baggrundsviden samt en struktureret fremgangsmåde for at kunne håndtere svovlbriente i spildevandsnetværk, hvilket i nærværende artikelserie vil blive gennemgået.

Dannelse af svovlbriente

Når spildevand transporteres til renselanlægget igennem tryk- og gravitationsledninger sker der en lang række biologiske processer undervejs. I sådanne systemer kan forskellige typer af bakterier leve af spildevandet ved at nedbryde og omdanne indholdet af forskellige organiske og uorganiske forbindelser. Bakterierne danner en biofilm på de dele af systemet der er i kontakt med spildevandet. Biofilmen findes f.eks. på rørvæggen af tryk- eller gravitationsledninger, i pumpeumpen af pumpestationer eller lignende steder. Inden i biofilmen har en gruppe af langsomt voksende bakterier fundet en biologisk niche i at nedbryde organisk stof ved samtidig at omdanne sulfat (SO_4^{2-}) til sulfid ($\text{H}_2\text{S}/\text{HS}^-$) under iltfrie forhold (anaerobe forhold) (Figur 1).

Det dannede sulfid diffunderer derefter fra biofilmen ud i spildevandet, hvor det transporteres videre.



Figur 3

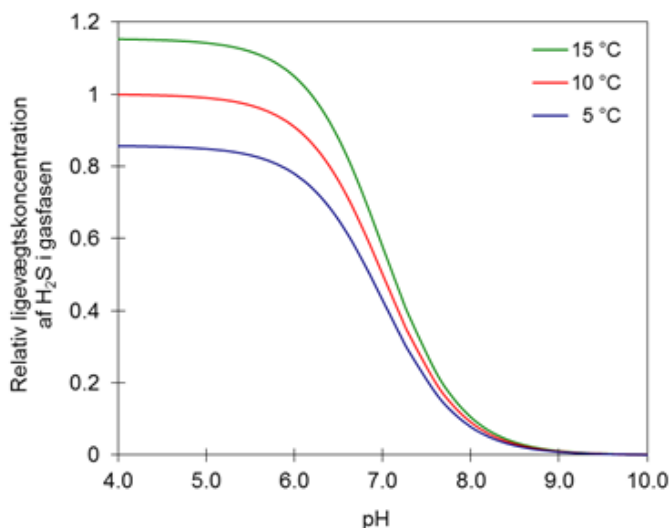
Skitse over ændringen i kemiske forhold over længden af en trykledning. Ilt og nitrat opbruges i den første del af trykledningen, hvorefter sulfiddannelse finder sted.

Sulfiddannelsen kan både finde sted i tryk- og gravitationsledninger. I gravitationsledninger med en vis hældning kan geniltningen af spildevandet dog være så stor, at det yderste lag af biofilmen er iltet. Dette betyder, at selvom der i det nederste af biofilmen er iltfrie forhold og sulfiddannelse finder sted, kan der i det yderste iltede lag være en anden type af bakterier, der kan omdanne den producerede sulfid til sulfat igen før det frigives fra biofilmen og til spildevandet (Figur 2, side 35). I danske gravitationsledninger er geniltningen typisk høj nok til at undgå, at sulfid slipper ud af biofilmen til spildevandet.

I trykledninger derimod sker der ingen geniltning af spildevandet, da disse er fuldtløbende. Sulfiddannelse i trykledninger er stort set uundgåeligt og trykledninger er derfor hotspots for sulfiddannelse. Dette gør sig også gældende selvom spildevandet indeholder ilt, når det pumpes ind i trykledningen, da den biologiske aktivitet i biofilmen på indersiden af trykledningen er så stor, at dette er opbrugt efter få minutter og iltfrie forhold opstår, hvorefter sulfiddannelse pågår (Figur 3).

Der er forskellige parametre relateret til spildevandsledningen, driftsforhold samt fysisk kemiske egenskaber af spildevandet, der influerer dannelsen af svovlbriente og disse kan være med til enten at øge eller reducere denne. Nogen af disse parametre er det ikke muligt at influere, andre har man som ledningsejer selv en mulighed for at kontrollere. De vigtigste parametre i uprioriteret rækkefølge er opřidset i nedenstående tabel.

Fysisk kemiske forhold	Spildevandsledningen	Driftsforhold
Sulfatindhold	Rørdiameter	Flowhastighed
Kvalitet og mængde af det organiske stof	Opholdstid (volumen/flow)	
Temperatur	Uvedkommende vand	
pH		
Metalindhold		



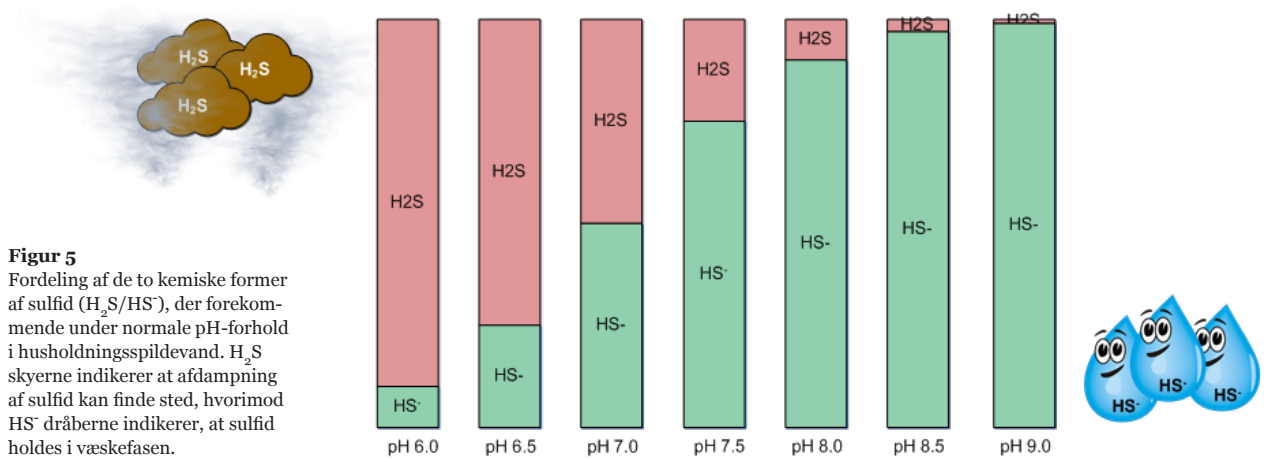
Figur 4
Relativ koncentrationen af H_2S i gasfasen, som maksimalt kan frigives fra spildevandet. Den største frigivelse ved en temperatur på $10\text{ }^\circ\text{C}$ er sat til værdien 1. Koncentrationen af sulfid i spildevandet er den samme for de tre forskellige temperaturer.

Sulfatindhold: Drikkevand som er kilden til spildevand må indeholde sulfat i en koncentration op til 250 g m^{-3} . Sulfat forekommer derfor i almindeligt kommunalt spildevand som en del af de uorganiske opløste salte. Forefindes sulfat i spildevandet i en koncentration større end $5\text{-}15\text{ g SO}_4^{2-}\text{ m}^{-3}$ er den sædvanligvis ikke begrænsende for sulfidproduktionen. Dette betyder, at kilden til sulfidproduktion altid er tilstede og såfremt de rette procesforhold opstår kan dannelsen gå i gang.

Kvalitet og mængde af det organiske stof: For at vokse har bakterierne brug for organisk stof. Under nedbrydning af dette omdanner de samtidig sulfat til sulfid. Jo lettere omsætteligt det organiske stof er jo højere er raten af sulfiddannelsen. Det vil sige, at der er forskel på mængden af sulfid der dannes i spildevand fra en fødevarerindustri, med mange let-omsættelige organiske forbindelser, i forhold til ordinært husholdningsspildevand. Herudover influerer mængden af det organiske stof også sulfiddannelsen. Fordobles koncentrationen af organisk stof øges mængden af sulfid med omkring 40%. Det betyder, at et ledningsnet med en høj separationsgrad, vil indeholde højere koncentrationer af organisk stof og dermed have et større potentiale for sulfiddannelse.

Temperatur: Temperaturen af spildevandet fluktuerer over året og influerer ligeledes dannelsen af sulfid. For bakterierne i biofilmen øges dannelsen af sulfid med ca. 3% per grad C. Selvom temperaturudsvingene i spildevandet herhjemme er ganske små, oplever man dog ofte at sulfid-problemerne er større i de varmere måneder af året. Dette skyldes ikke udelukkende temperaturen, men kan i større grad tilskrives de forhold at mængden af vand, der skal flyttes i disse måneder er relativt små, hvilket medfører længere opholdstider, samt at det organiske stof typisk ikke er fortyndet pga. uvedkommende vand som det ofte er tilfældet i mere regnfyldte efterårsmåneder. Herudover har temperaturen jf. Figur 4 ydermere en indflydelse på hvor meget H_2S der kan frigives fra spildevandet til den omkringliggende atmosfære, hvormed problemet tydeligere registreres i de varmere måneder.

pH: Ligesom for andre organismer har de sulfatreducerende bakterier et pH optimum, hvor de trives bedst. Dette optimum ligger mellem pH 6 og 9, hvilket falder sammen med pH af normalt husspildevand. Udover leveforholdene for bakterierne har pH også en indflydelse på hvilken form sulfid optræder på. I spildevand findes sulfid enten som svovlbrinte (H_2S) eller på ionform som bisulfid (HS^-) (Figur 5). I den forbindelse er det værd at bemærke, at det kun er

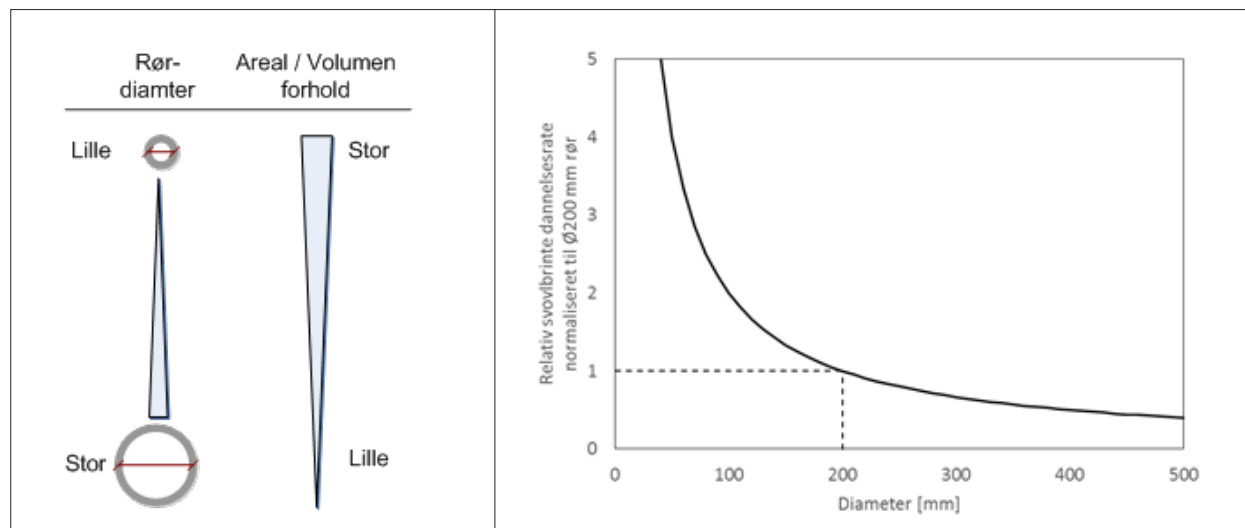


H_2S der kan frigives fra spildevandet, hvilket betyder at spildevandets pH har en væsentlig indflydelse på de gener som sulfiddannelsen fører med sig. Er pH af spildevandet høj, kan der pågå en stor sulfiddannelse uden, at man har gener derved. Dette skyldes, at den dannede sulfid vil forekomme på HS^- formen, der blot transporteres i væskestrømmen. En lignende dannelse ved en lav pH, hvor H_2S formen dominerer, vil derimod kunne forårsage massive problemer, da denne let frigives.

Metalindhold: Sulfid kan danne tungtopløselige forbindelser med divalente metaller, som f.eks. zink eller jern. Findes disse metaller i spildevandet, vil en del af det dannede sulfid udfældes spontant og blive transporteret som uopløselige metalsalte til rensesanlægget. Metalindholdet i typisk dansk spildevand kan fælde omkring 0,5 mg/L sulfid. En kilde til metaller i spildevandet kan være udledninger fra industrier. Dette betyder, at sulfidgener kan opstå på førhen uproblematisk strækninger, hvis der f.eks. indføres skærpede udlederkrav for netop metaller til en virksomhed i oplandet, eller såfremt en virksomhed stopper eller omlægger produktionen. Ikke separerede oplande kan metaller ydermere stamme fra overfladevand fra veje samt fra nedløbsrør og tage på bebyggelsejendomme. Her vil en ændring af oplandet ved separat kloakering, medføre et nedsat bidrag af metaller og dermed reducere den spontane udfældning af sulfid.

Rørdiameter: Rørdiameteren af en trykledning er bestemmende for hvor stort overfladearealet af røret er set i forhold til volumen af spildevand, hvilket udtrykkes ved rørets areal-volumen forhold (A/V). Overfladearealet er i forhold til sulfiddannelsen vigtig, da det er her biofilmen gror og svovlbrinten dannes. Sulfiddannelsen i selve væskefasen af spildevandet anses for at være negligibelt, da opholdstiderne er for korte til, at bakteriemassen i denne fase kan vokse sig stor set i forhold til bakteriemassen i biofilmen.

Et stort A/V forhold, medfører at der er en relativ større mængde biofilm set i forhold til spildevandsmængden end ved små A/V forhold. Derfor vil der i spildevandsledninger med lille diameter dannes en højere sulfidkoncentration i spildevandet end i ledninger med stor diameter ved den samme opholdstid (Figur 6).



Figur 6

Venstre: Skitse af sammenhængen mellem rørdiameter og areal/volumen forhold.

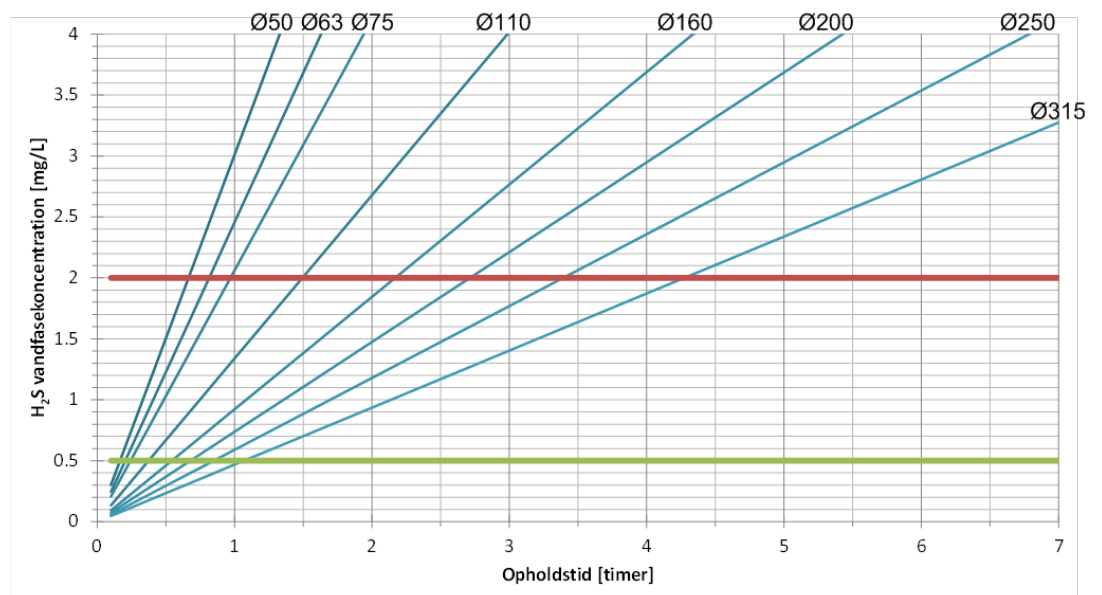
Højre: Grafen illustrerer indflydelse af rørdiameteren på den relative svovlbrintedannelsesrate. Rørdiameter Ø200 mm er sat til værdien 1.

Lednings længde/Opholdstid: Opholdstiden af spildevandet i en spildevandsledning er bestemt af dennes volumen (længden og diameter) samt flowet. Det er først når der opstår anaerobe forhold i ledningen, at sulfiddannelsen finder sted og det er således den anaerobe opholdstid, der er afgørende for om der vil opstå sulfid-problemer på en given strækning. Som en tommelfingerregel kan man regne med, at dobbelt så lang anaerob opholdstid giver dobbelt så meget svovlbrinte, såfremt ingen af næringsstofferne til bakterierne bliver begrænsende.

Kan man drive sit spildevandssystem, således at der ikke opstår anaerobe forhold, så undgår man helt sulfiddannelse. Dette viser sig at være stort set umuligt, og en af grundene hertil er, at flowet af spildevand udviser daglige såvel som årlige variationer. Dermed vil der på forskellige tidspunkter af døgnet og året være forskellige opholdstider. Mængden af sulfid, der dannes i ledningen vil ændre sig i forhold til dette, og der vil typisk være visse tidspunkter på døgnet og året, hvor sulfidgenerne er størst.

Figur 7 viser et eksempel på svovlbrintedannelsen ved forskellige opholdstider for gængse rørstørrelser. Det skal bemærkes, at disse kurver er indikative og kun gælder for de i figuren beskrevne procesparametre. Figuren kan derfor ikke bruges som dimensioneringsgrundlag for nye ledninger. Det ses, at der for de valgte procesparametre i rørstørrelser på Ø50-Ø110 mm ved opholdstider på beskedne ½ - 2 timer vil være så store koncentrationer af sulfid i spildevandet, at der kan forventes at give store problemer (værdier over den røde linje). For rør med større diametre altså mindre A/V forhold, opstår der først store problemer ved opholdstider over 2 timer. I intervallet mellem den grønne og røde linje, kan det forventes, at der kan opstå moderate problemer som følge af sulfiddannelsen. For de fleste rørstørrelser i nedenstående figur sker dette allerede for opholdstid på under en time.

Uvedkommende vand: Minimering af uvedkommende vand ved separering af spildevandet samt begrænsning af infiltration til spildevandsnetværket, har en positiv effekt på mængden af vand der skal flyttes og efterfølgende behandles på renselanlægget. Men dette er lige modsat når man snakker om sulfid. Både regnvand og infiltration øger mængden af vand i systemet og er derved med til at fortynde det organiske materiale i spildevandet. Dette kan medføre, at der efter en separering eller renovering af et ledningsstræk, pludselig kan opstå sulfidgener, da mængden af vand der skal flyttes er reduceret, samtidig med at dette er blevet mere koncentreret. Kompenseres det reducerede volumen af spildevand med mindre rørstørrelser for at fastholde flowet ved den nye maksimale vandføring (grundet f.eks. krav til selvrensning) samt eventuelt ønsket om at minimere opholdstiden, har man i samme beslutning øget A/V forholdet. Hvilken parameter der har den største indflydelse på sulfiddannelsen og hvordan situationen falder ud for den specifikke strækning, bør bero på en nærmere beregning.



Figur 7

Grafen giver en indikation af den forventede koncentration af sulfid, der dannes i gængse rørstørrelser imellem Ø50 – Ø315 mm som funktion af opholdstiden. Vandfasekoncentrationen af H₂S (g/m³) er beregnet i henhold til følgende ligning:

$$\text{Koncentration} = A/V \text{ forhold} \cdot (a \cdot (\text{COD}_s - 50)^{0,5} \cdot 1,03^{(\text{spildevandstemperatur} - 20)}) \cdot \text{Opholdstid}$$

Beregningerne er lavet med en spildevandstemperatur på 15 °C og et opløseligt COD indhold på 530 mg/L. Den empiriske konstant a er i beregningerne sat til 0,0018, hvilket bruges til beregninger for husholdnings-spildevand uden bidrag fra fødevarerindustrier.

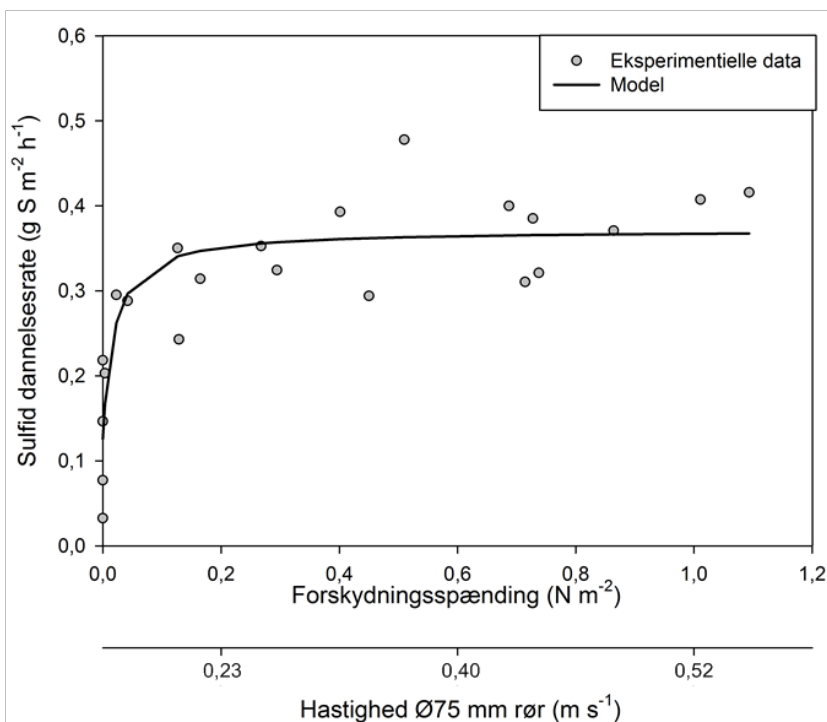
De farvede horisontale linjer indikerer omfanget af sulfidproblemer der kan forventes; - få problemer (0-0,5); - store problemer (>2); imellem de to linjer kan moderate problemer forventes (0,5-2).

Den empiriske formel til udregning af sulfiddannelsesraten samt grænseværdierne for sulfid problemets størrelse baseret på data fra bogen "Sewer Processes, microbial and chemical process engineering of sewer networks".

Flowhastighed: Figur 8 illustrerer, at der pågår en højere sulfiddannelsesrate, når spildevandet pumpes (her udtrykt som forskydningsspænding) end når det står stille imellem pumpningerne. Det skal dog bemærkes, at selv ved et relativt lille flow i systemet opnås stort set den maksimale dannelsesrate. Dette betyder, at vi i vores iver efter at spare strøm, ved at nedsætte pumpehastigheden, kan få dannet mere sulfid, end hvis vi pumpede med høj hastighed. Dette skyldes, at vi ved lavere hastighed har brug for at pumpe i længere tid for at flytte den samme mængde vand og dermed i længere tid vil have den høje sulfiddannelsesrate i systemet. Set fra et svovlbrintemæssigt synspunkt bør man i stedet for pumpe med en højere hastighed i kortere tid for at mindske dannelsen af sulfid. Hvilken driftsøkonomisk konsekvens dette har bør analyseres således man kan finde det bedste kompromis imellem sulfiddannelsen og energiomkostningen ved pumpning.

Vi har nu set på de væsentligste parametre i spildevandet, der influerer på dannelsen af sulfid, samt hvordan nogle af disse fysisk kemiske forhold ydermere kan indvirke på sulfidproblemerne. I næste del vil vi kigge nærmere på frigivelsen af svovlbrinte fra spildevandet efter trykledning.

For den interesserede læser kan bogen "Sewer Processes, microbial and chemical process engineering of sewer networks" være et uddybende supplement til denne gennemgang.



Figur 8

Grafen illustrerer sulfiddannelsesraten som funktion af forskydningsspændingen for et vilkårligt størrelse rør og som funktion af hastigheden i et Ø75 mm rør. Selv ved lave forskydningsspændinger opnås stort set maksimal rate for sulfiddannelse.

Source separation: wastewater management in a global perspective



Af: Tove Larsen,
Eawag, Schweiz

With rapid population growth and climate change, there are increasing concerns that it will be difficult to solve global problems of water availability and water pollution control with the existing model of centralized urban water management systems.

Whereas some authors see the solutions in even more advanced end-of-pipe technology for water and wastewater purification (Shannon et al., 2008), a number of wastewater professionals have started questioning the ruling paradigm itself, even in western industrialized countries (see e.g. Guest et al., 2009; Larsen et al., 2009). Despite the very different approaches in these three papers, a common denominator is the concern about resource efficiency and effective solutions for global water scarcity. This concern also has consequences for rich industrialized countries, as reflected in the call for papers for the 2017 IWA Leading Edge Conference in Brazil, where for the first time in the history of the Leading Edge conferences, resource recovery topped the list of issues.

Resources in urban water management

Which resources should we then be talking about? There is a general tendency that resources are considered one by one, making it difficult to find optimal solutions. Figure 1 illustrates a mental model for a more comprehensive understanding of the resources of urban water management. In more general terms, this model expresses that technologies shall be able to handle water scarcity and recycle nutrients, that they shall be energy efficient, and provide sufficient protection of receiving waters, soils, and the atmosphere. Furthermore, it must be possible for a given community to finance the solutions, and the population must accept them. Whereas receiving waters and capital were considered the central resources in the last century, we now see an increasing interest in the other resources involved in the urban water management, primarily motivated by global scarcity. With increasing awareness of climate change, the emissions to the atmosphere also become more important.

Resources in Water water, energy, nutrients...	Resources for Treatment energy, material, chemicals....
Environmental Resources surface water, soil, atmosphere...	Anthropogenic Resources capital, knowledge, acceptance....

Figure 1
A comprehensive overview of the resources involved in urban water management. Adapted from Larsen and Gujer (1997)

The never ending story of wastewater management

Despite more than a century of development, wastewater treatment plants seem to expand at an ever increasing pace. At present, micropollutants, N₂O emissions, and the requirement for phosphorous recovery are considered the most relevant problems. For every emerging problem, a new add-on solution is developed, mostly leading to higher costs and with the risk of creating new problems. A good example is nitrogen management at the treatment plant (nitrification and denitrification) with the well-known dramatic consequences for costs and complexity of the wastewater treatment plants, and the side effect of nitrous oxide emissions.

From a global point of view, wastewater treatment has not been successful

For a long time, much wastewater related research was concerned with nutrient elimination. From a Danish perspective, these efforts were highly successful, but the global impact was small and will probably remain small for many decades to come. The prognosis illustrated in Figure 2 shows that even if the removal of N and P in wastewater treatment plants is (optimistically) assumed to quadruple from year 2000 to year 2050, we can still expect nearly a doubling of the global emissions. The reason is a drastic increase in wastewater related N- and P- emissions from a growing and better nourished world population. For 2050, the prognosis shows that nearly two thirds of the N and P emissions would stem from people not served by any treatment plant at all. This is not only problematic with respect to eutrophication, but also has consequences for phosphorus and nitrogen management. Whereas phosphorus is important as a finite resource and

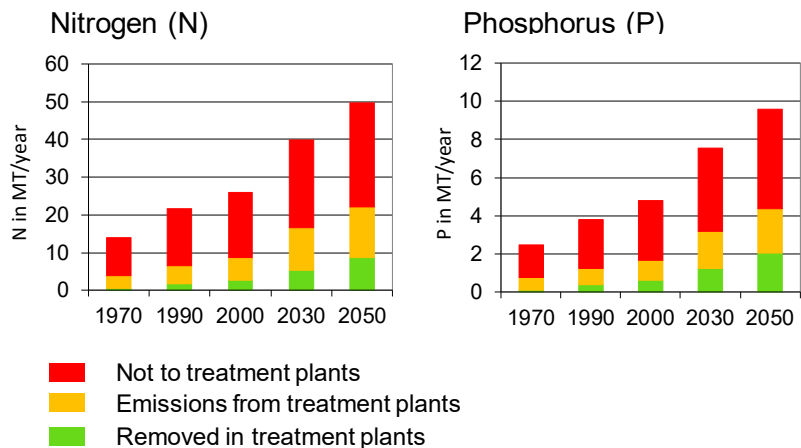


Figure 2

Global wastewater nitrogen (a) and phosphorus (b) emissions. Based on Van Drecht et al. (2009). Values for 2030 and 2050 are average forecasts for four global socio-economic scenarios. 50 Mio. t Nitrogen und 10 Mio. t Phosphorus represent a value of roughly US\$ 100 Bio.

the arguments are well known (Cordell et al., 2009), nitrogen is abundantly available in the atmosphere. Despite this abundance, some scientists are voicing the opinion that the immense anthropogenic production of reactive nitrogen (all nitrogen compounds except N_2) is one of the main problems of our time. For instance, Rockstrom et al. (2009) call for a dramatic reduction of the production of reactive nitrogen to a level, which would require very significant nitrogen recycling from wastewater.

Source separation and resource efficiency

For more than two decades, researchers and practitioners have discussed the possibility of source separation of wastewater for improving resource efficiency of wastewater management (Larsen et al., 2013). The different fractions of wastewater are very different with respect to the resources they contain: urine contains primarily nutrients, feces contain organic matter and some nutrients, and greywater mainly contains water and energy in the form of heat. From a global point of view, source separation has the large advantage that it also works where there is no existing wastewater infrastructure. In Denmark, more specific advantages can be found for urine separation and separate greywater collection. Urine separation would eventually lead to smaller treatment plants with higher sludge production for energy production, less energy demand for aeration, and no emissions of nitrous oxide, whereas separate greywater collection at the household level would allow for better on-site use of the heat energy in wastewater due to the high temperature of greywater (Larsen, 2015). In the Swiss experimental building NEST (Figure 3), a new platform for the development of technologies for the treatment of source-separated wastewater has recently been created.



© Empa, Dübendorf, Switzerland

Figure 3

NEST, an experimental guest house at the Empa-Eawag campus in Switzerland.

References

- Cordell, D., Drangert, J.O., White, S. (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19(2), 292-305.
- Guest, J.S. et al. (2009) A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater. *Environmental Science and Technology* 43(16), 6126-6130.
- Larsen, T.A., Gujer, W. (1997) The concept of sustainable urban water management. *Water Science and Technology* 35(9), 3-10.
- Larsen, T.A. (2015) CO₂-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective. *Water Research* 87, 513-521.
- Larsen, T.A., Alder, A.C., Eggen, R.I.L., Maurer, M., Lienert, J. (2009) Source separation: Will we see a paradigm shift in wastewater handling? *Environmental Science and Technology* 43(16), 6121-6125.
- Larsen, T.A., Lienert, J., Udert, K.M. (2013) (eds.) *Source Separation and Decentralization for Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London.
- Rockstrom, J. et al. (2009) A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263), 472-475.
- Shannon, M.A., Bohn, P.W., Elimelech, M., Georgiadis, J.G., Mariñas, B.J., Mayes, A.M., 2008. Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature* 452(7185), 301-310.
- Van Drecht, G., Bouwman, A.F., Harrison, J., Knoop, J.M., 2009. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles* 23(3).

Sluseanlæg og pumpestation på Omløbsåen i Vejle

– et medfinansieringsprojekt



Af Claus Weng Petersen,
Vejle Kommune

Vejle Kommune og Vejle Spildevand mødtes i foråret 2013 for at se på fælles klimaudfordringer. Det blev hurtigt tydeligt, at der var potentiale for et fælles projekt med et sluseanlæg og en pumpestation på Omløbsåen i Vejle midtby.

Det blev etape 1 i en større helhedsløsning som kom til at omfatte andre tiltag i Grejs Å opland, etape 2, der skal være med til at gøre Vejle midtby mere resilient, og sikre at Vejle Spildevand kan leve op til sit serviceniveau.

Det skal gå stærkt

Det blev vurderet, at løsningen kunne komme ind under medfinansieringsordningen. Året er 2013 og det skal gå stærkt, hvis det skal lykkes at få Forsyningssekretariatets godkendelse og derved 100 % medfinansiering, hvilket er essentielt for at opnå en politisk tilslutning til projektet.

Det er første gang Vejle Spildevand og Vejle Kommune udfører et fælles medfinansieringsprojekt, så alt er nyt. Det går stærkt med at få skrevet en kontrakt mellem de to parter og få den godkendt i bestyrelse og byråd, så den kan indsendes inden ansøgningsfristen. Det lykkes, og i november 2013 kan byrådet give en anlægsbevilling og projektet igangsættes.

Det er et kloakprojekt

Sluseanlægget og pumpestationen er et kloakprojekt, der skal sikre serviceniveauet for kloaksystemet omkring den del af Vejle midtby som ligger ned til Omløbsåen. Projektet går ud på at regulere indløbet i Omløbsåen og samtidig lukke udløbet fra Omløbsåen. Ved at pumpe vandstanden ned i Omløbsåen er det muligt at skabe et kunstigt bassinreservoir i Omløbsåen som overløbsbygværkerne kan aflaste ud i. Samtidig kan pumperne pumpe overløbsvandet hurtigt ud i Sønderåen. Der pumpes fra indløbsiden i Omløbsåen og forbi



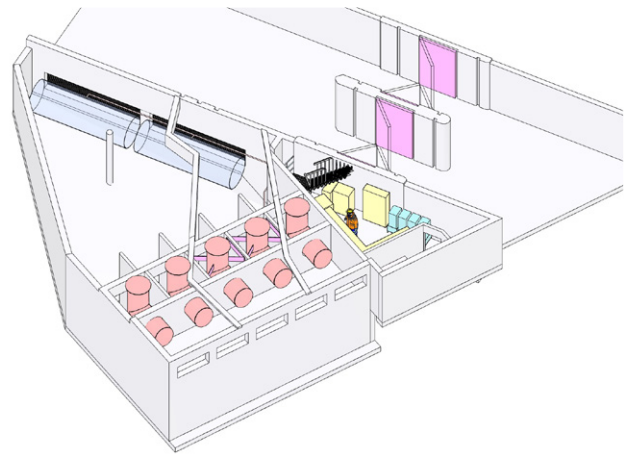
Arkitekttegning af sluse og pumpestationen.

sluseportene og ud i Sønderåen. Det er nødvendigt, at systemet kan reagere hurtigt ved skybrud, for at det kan have en effektiv virkning. Derfor arbejdes der med en SMART VAND løsning, som omtales senere.

Medfinansieringen kommer på tale, fordi løsningen med at udnytte Omløbsåen som bassin og pumpe vandet væk er billigere for Vejle Spildevand end traditionelle løsninger. I 2013 blev der estimeret et budgetoverslag på 30 mio. kr., hvoraf de 28,5 mio. kr. var under medfinansieringsordningen. En traditionel løsning blev estimeret til at koste mindst 73 mio. kr., fordi der skulle anlægges store underjordiske bassiner i en tæt bykerne. Det var godt købmandsskab for forsyningen at være med i et medfinansieringsprojekt.

For Vejle Kommune opstod der en mulighed for et resiliensprojekt som kunne være med til at gøre en del af midtbyen mere modstandsdygtig for stormflod og store afstrømninger i Grejs Å f.eks. ved sneafsmeltning eller kraftig, langvarende regn. Omløbsåens brinker ligger lavt og er de første steder, der sker oversvømmelse ved stormflod eller store afstrømninger i Grejs Å. Nu er der en mulighed for at lukke Omløbsåen med slusen og derved forhindre, til kote +2,5 m, at en stormflod sender fjordvand op i Sønderå og videre op i Omløbsåen. Det vil også være muligt ved store afstrømninger, at regulere tilstrømningen til Omløbsåen og trække mere vand gennem Omløbsåen ved at aktivere pumperne. Der er en lav gradient i Omløbsåen, særligt ved højvande i Vejle Fjord, så det at kunne skabe en kunstigt højere gradient kan have stor betydning for videreføringen af vand fra Grejs Å.

Grejs Å er kendetegnet ved at have en stejl gradient. Når den møder Vejle midtby, deles den i to vandstrømme. En vandstrøm, der ledes ned i Omløbsåen, og en anden vandstrøm der ledes ned i Mølleåen. Begge vandstrømme samles så igen i Sønderå (hvert sit sted) som løber ud i Vejle Fjord. Både Omløbsåen og Mølleåen har begge en lav gradient. Brinkerne i Mølleåen ligger dog cirka en meter højere end i Omløbsåen. Derfor sker overløb først i Omløbsåen.



Isometri af sluse og pumpestation.



Den centrale placering af slusen kræver at der tænkes i helheder og arkitektur.

Faunapassage og fiskeyngel

Omløbsåen er en faunapassage for laks og ørred, når de trækker op i Grejs Å. Omløbsåen er også et højt målsat vandløb med en faunaklasse på 7. Derfor må sluseanlægget kun lukkes, når det er allermost nødvendigt. Derfor arbejdes der med en SMART VAND løsning, som omtales senere, som skal være med til at sikre, at der er så få lukninger som muligt. Når slusen er lukket og pumperne kører, er det et krav at fiskeyngel ikke må blive trukket med ind i pumperne. For at tilbageholde fiskeynglen i Omløbsåen er der stillet et krav om en rist med maksimal risteafstand på 10 mm og en maksimal hastighed i vandstrømmen foran risten på 1 m/s. Fiskeyngel kan så stå i Omløbsåen og vente på at slusen åbner igen, inden de kan trække videre ud i Sønderå og Vejle Fjord.

Vejlemodellen

I Vejle Kommune er det vigtigt, at Vejle midtby er præget af en arkitektur af høj kvalitet. Når der skal etableres synlige bygninger, torve, pladser mm., stilles der krav til helhedstænkning og arkitektur. Sluse- og pumpeprojektet er ingen undtagelse. Med en placering ved udløbet i Sønderå 100 m fra Strøget er der fokus på at anlægget skal indgå i bybilledet på en ordentlig måde og gerne være en berigelse for byen.

Området hvor sluseanlægget og pumpestationen ligger var et forsømt område, der i mange år har afventet de private lodsejers tiltag. Vejle Kommune arbejder på den måde, Vejlemodellen, at der først ses på et arkitektonisk helhedsgreb for området og derved arbejdes ned i detaljen. Området er, set med en arkitektonisk synsvinkel, der hvor Vejle ådal møder byen. Det grønne møder byens hårde former. Planter møder granit og mennesker i store mængder. Området ligger også på solsiden af Sønderå, så det er også en attraktiv placering for byen og dens liv. Samtidig er det svært i Vejle midtby at komme helt tæt på vandet i åerne.

Sammen med SLA arkitekter blev der udarbejdet en helhedsplan som skulle skabe et nyt byrum, en sluse, en pumpestation, og i en arkitektur, hvor ådal møder by. Det lykkedes. Planen blev delt op i etaper. Sluseanlægget og pumpestationen med et byrum på toppen og en adgang ned til vandet via en flydebro blev første etape. De øvrige etaper kommer til efterhånden som de private bygherrer i området rør på sig.

For Natur- og Miljøudvalget var det også vigtig, at der blev fortalt en historie gennem arkitekturen på stedet. Anlægget vil kun sjældent være i brug og ofte kun i dårligt vejr, så det er vigtigt, at man på stedet kan se og fornemme hvad der sker, når anlægget er i brug. Arkitekturen er opbygget, så det er muligt at følge vandet gennem indløbet til pumpestationen, gennem ristene og ind i pumpeumpen, via pumperne op i udpumpningskamret og derfra ud i Sønderå. Det sker ved, at der er etableret en rende med elefantriste fra indløb til udløb.



Skaktrør til de fem pumper under byggeriet.

Placering af bygværkerne

Anlægget er fordelt på to placeringer. Den øverste del, fordelingsbygværket, er beliggende ved Abelones Plads, hvor Grejs Å deles i Omløbsåen og i Mølleåen. Her kan vandstrømmen til Omløbsåen styres via tre spjæld som fører vandet fra Grejs Å til Omløbsåen via tre Ø1400 mm betonrør. Herefter løber Omløbsåen cirka én kilometer ned til udløbet i Sønderå. Ved udløbet i Sønderå ligger sluseanlægget og pumpestationen.

Pumpestationen er placeret i den ene brink og i et mindre grønt område. Sluseportene er placeret i Omløbsåen umiddelbart inden udløbet. Placering af pumpestationen har været en stor udfordring rent geometrisk. Den lokale lodsejer driver en udlejning af parkeringspladser og har ikke ønsket at afgive nogen parkeringspladser til anlægget. Så anlægget er placeret i det grønne område/brink, som ikke kan udnyttes til parkeringspladser. Der er indgået en frivillig købsaftale om det grønne areal. Det var under overvejelse af benytte muligheden for at ekspropriere et større areal, men det blev fravalgt. Det ville tage lang tid og formegentlig blive indklaget til alle- både taksation og overtaksation, og erstatningen ville formegentlig blive alt for dyr.

Udformning af bygværkerne

I forbindelse med fordelingsbygværk skulle der etableres en faunapassage. De to projekter blev koordineret og udført samtidig. Grejs Å blev delt i to af en skillevæg midt i åen. Den fungerer samtidig som overløbskant – begge veje – ved høje vandstande i Grejs Å. Med skillevæggen kunne der skabes forskelligt fald på Grejs Å ved indløbet til Omløbsåen og til Mølleåen. Passagen fra Grejs Å til Omløbsåen består af tre Ø1400 mm rør som ligger ca. én meter under bunden på Grejs Å. Faunapassagen skulle sikre et acceptabelt fald på Grejs Å frem til rørene, så fiskene kan vandre op og ned ad Grejs Å via både Omløbsåen og Mølleåen. Mølleåen har samme bundniveau som Grejs Å, så her skulle der ikke gøres nogen yderligere tiltag. Der er en grovrister ved indløbet til Omløbsåen. Der arbejdes på at finde en bedre risteløsning med en stationær kran, som kan give et bedre arbejdsmiljø og være med til at sikre en fri gennemstrømningen gennem risten. Der er ikke pt. fundet en endelig løsning.

Med den meget begrænsede plads til rådighed har der fra dag ét været fokus på at pladsoptimere sluseanlægget og pumpestationen. Der har været store udfordringer med at bevare det regulativmæssige gennemstrømnings-tværsnitsareal både i Omløbsåen og Sønderå, samtidig med at der skulle skabes plads til pumpeump og særligt fem store pumper.

Efter mange overvejelser, skitser og megen ideudveksling lykkedes det. Der har været en meget konstruktiv og løsningsorienteret dialog og samarbejde mellem bygherre, arkitekt og rådgiver.



Udløb fra pumpeump.

Selve udformningen er meget traditionel. Et indløb med en grovrist og en finrist (tromlesi), en pumpeump, pumper, et oppumpningskammer med kontraklapper og til slut et udløb. Suppleret med et teknikrum. Udfordringen har været at få plads til det hele inden for den begrænsede geometri. Der skal være et minimumsareal til riste, for at få 7,5 m³/s vand gennem risterne. Pumpeumpen skal have en udformning og størrelse, der gør, at der ikke opstår kavitation i/ved pumperne. Udpumpningskammeret og udløbene skal have en størrelse, så vandet kan pumpes ud igen på en måde, der ikke eroderer Sønderåen ved udløbet; men gerne ser spektakulært ud.

SMART VAND – avanceret styring

SMART VAND er et udviklingsprojekt med støtte fra MUDP midlerne under Miljøministeriet. Det er et samarbejde mellem DHI, Aalborg Universitet, Vejle Spildevand og Vejle Kommune.

Projektet går ud på at indføre en avanceret styring, som trækker på vejrradardata, now-cast af vejret, vandstandsprognoser, disdrometermålinger og vandstandsmålinger i fjord og åer. Alle data samles i en Mike Urban beregningsmodel, som bygger på en forsimplet kloakmodel med indlagte åer og en overfladeafstrømningsmodel i MIKE 11/SHE. Den kører så hvert 10. minut en beregning, hvor den prøver at forudsige den bedste styringsstrategi.

Formålet med den avancerede styring er at sikre, at slusen lukkes så få gange som muligt og er i drift så kort tid som muligt. Dette sker for at sikre en åben faunapassage i mest muligt tid, og det er med til at begrænse strømforbruget. Styringen skal kunne forudsige skybrud, så det er muligt at pumpe Omløbsåen ned, så den kan fungere som bassin.

Udbud

Rådgiverydelsen har været i indbudt licitation til fem bydende. Det blev COWI, som vandt udbuddet. Anlægsydelsen blev delt op i flere ydelser for at sikre høj kvalitet på alle komponenter og ydelser. Det har så medført et større koordineringsarbejde for bygherren. Entrepriserne blev sendt ud i indbudte licitationer med 3-5 bydende. Anlægsarbejdet blev delt op i fire entrepriser:

- En anlægsentreprise som indeholdte jord-, beton, el- og SRO arbejder, som blev vundet af TC Anlæg A/S
- En sluseentreprise som indeholdte sluseporte og grovrister, som blev vundet af Dansk Stålmontage A/S
- En risteentreprise som indeholdte finristen, som blev vundet af Wintec Aps
- En pumpeentreprise, som blev vundet af Grønbech & Sønner A/S.



Udløb fra pumpesump set fra modsat side af åen.



Oversvømmelse af byggegruben pga. bundbrud.

Byggefasesen

Byggefasesen har været fuld af udfordringer, ændringer og mange bump. Det har været krævende for alle parter.

Kontrakterne blev skrevet i juni 2015. Byggeriet startede i august 2015 og blev afleveret i juni 2016. Anlægget blev sat i drift i september 2016 og de sidste mangler var udbedret i oktober 2016.

I sommeren 2015 skærpede grundvandsmyndigheden kravene til grundvandssænkning på grund af sænkningstragtens udstrækning. Det medførte, at spunsløsningen skulle ændres. Der skulle bruges en længere spuns, og den var der leveringstid på. For ikke at forsinke projektet blev der ændret på udførelsesrækkefølgen. Det medførte mange uenigheder mellem bygherren og entreprenøren, som har taget mange kræfter og lang tid for begge parter. Det blev fulgt op af et nyt skærpet myndighedskrav fra vandløbsmyndigheden. Efter en kraftig regnhændelse og efterfølgende kraftig afstrømning i Grejs Å blev kravet til det fri gennemstrømningsareal i Grejs Å skærpet. Vi måtte ikke, som planlagt, indsnævre arealet og derved have gang i to byggepladser. Nu kunne vi kun have gang i en byggeplads ad gangen. Det kostede to måneder i tidsplanen. I januar løb vi ind i noget forurenede jord, som var kraftigere forurenede end de undersøgelser, vi har foretaget i forbindelse med projekteringen. Det betød, at folkene måtte arbejde med friskluftsværn og med overtryk i gravemaskinerne. Det kostede yderligere tid og penge.

Så fik i lidt medvind! Vinteren viste sig fra sin milde side. Budgettet for vinterforanstaltninger kunne holde, og byggeriet kunne holdes i gang gennem hele vinteren. Entreprenørens betonformand og hans sjak var så dygtige, at de nåede at hente en uge i tidsplanen gennem vinteren. Desværre blev den sat til i maj måned, da der skete et bundbrud ved spunsvæggen.

Et hul i bunden på 20 cm oversvømmede hele byggegruben på en weekend. Årsagen til bundbruddet er forsat uklart. Spunsvæggen havde stået der et par måneder, og der var ikke sket arbejder ved væggen op til bruddet. Det kostede en uge, inden vi har oppe på fuld produktion igen. I juni, da byggepladsen var allermest hektisk, fik pladsen besøg af kabeltyve i nattes mulm og mørke. Det betød, at vi ikke kunne sætte strøm til pumperne. Det kostede yderligere tid og penge. Og så – som prikken over i'et – gik den splinternye transformerstation, som er dedikeret til bygværket, i stykker i september og skulle skiftes.

Det har været en udfordring for entreprenørerne at arbejde på en meget lille byggeplads. Entreprenøren har været god til at få byggepladsen til at fungere i en hektisk slutfase med mange andre entreprenører på pladsen.



Opførelse af pumpeump, teknikum og oppumpningskammer.

2015 var et år, hvor bygherren og jord- & betonentreprenøren havde et meget anstrengt forhold til hinanden. Ved årsskiftet kom der en anden entreprenør på pladsen. Det har medført, at der i 2016 har været et godt samarbejde. Der har stadigvæk været mange uenigheder, men der har været fokus på at finde løsninger og tid til alles bedste. Entreprenøren har afleveret et godt betonbyggeri i god kvalitet.

Pumpeentreprisen og risteentreprisen har kørt godt og er afleveret til tiden.

Sluseportsentreprisen har drillet. Portene kom hurtigt op, men det har taget lang tid at få det til at fungere med det øvrige anlæg. Hydraulikdele har været overdimensionerede, og det har givet problemer med fejlmeldinger på sensorer, som det har taget lang tid at finde løsninger på.

Rådgiver og entreprenører

Skitseprojekt

Vejle Kommune og Vejle Spildevand med bistand fra Krüger på hydrauliske beregninger.

Fordelerbygværk

Rådgiver: Orbicon

Anlægsentreprenør: M. Frisch AS

Riste- og spjæld entreprenør: Wintec Aps

Sluseanlægget og pumpestation

Arkitekt: SLA arkitekter A/S

Rådgiver: COWI

(ydelsen var i indbudt rådgiverudbud)

Anlægsentreprenør jord, beton og el/SRO:
TC Anlæg A/S

Sluseportsentreprisen: Dansk Stålmontage A/S

Risteentreprisen: Wintec Aps

Pumpeentreprisen: Grønbech & Sønner A/S

Overbygningsentreprisen (byrum): JORTON A/S

Drift

Anlægget er sat i drift i september 2016. Det er i manuel drift og kan fjernbetjenes fra Vejle Centralreanlæg via Vejle Spildevands SRO. Anlægget er videoovervåget, så der behøver ikke at være folk på selve sluseanlægget.

Med tiden vil anlægget blive sat i automatisk styring med SMART VAND styring. I dag er det højtandsgruppen, som bestemmer, hvornår anlægget skal bruges. I krisesituationer vil gruppen samles og give vagten på Vejle Centralreanlæg besked, hvis slusen skal lukkes og pumperne startes. Når SMART VAND implementeres, vil det forsat være sådan i en periode. I perioden vil der ske en sammenligning mellem, hvad højtandsgruppen vurderer, og hvad SMART VAND forslår. Når der har været en længerevarende periode med god overensstemmelse mellem højtandsgruppen og SMART VAND, så sættes SMART VAND styringen i drift, og højtandsgruppen nøjes med at overvåge.

Økonomi

Der forventes et slutregnskab på 45-47 mio. kr. for det samlede anlæg inklusiv faunapasage og byrum. Heraf vil de 32-35 mio. kr. være under medfinansieringsordningen. Det er en forhøjelse af budgetoverslaget på 10-20%.

Der er stadigvæk nogle ting, som ikke er færdigprojekteret, og der er nogle juridisk uafklarede punkter med forskellige entreprenører, derfor kan den endelige pris ikke opgøres endnu.

Kontrakten

Mellem Vejle Spildevand A/S og Vejle Kommune er der indgået en kontrakt, som er godkendt af Forsyningssekretariatet. Vejle Kommune står som ejer af anlægget og lægger ud for anlægsomkostningerne, som Vejle Spildevand afdrager over 20 år. Vejle Kommune vil forsat være ejer efter de 20 år. Vejle Kommune står for drift af den del af anlægget, som er i å'erne og af byrummet. Vejle Kommune har bedt Vejle Spildevand om at drive den tekniske del af anlægget. Det vil sige spjæld, sluseporte, riste, pumper og SRO. De dele af drifts- og vedligeholdelsesomkostningerne, som vedrører drift af anlægget, er en del af medfinansieringsordningen og betales af Vejle Spildevand. Drift og vedligehold af byrum afholdes af Vejle Kommune.

Kontrakten indeholder et budgetoverslag på anlægs- og driftsomkostningerne samt en beskrivelse af, hvordan udgifterne/besparelserne skal fordeles, hvis anlægget bliver dyrere henholdsvis billigere ned budgetoverslaget.

Læring

Budgetoverslaget i kontrakten bærer præg af, at det er gået meget stærkt pga. tidsfristen for indmeldelse til Forsyningssekretariatet. Der er ikke lagt nok sikkerhed ind i forhold til det vidensniveau, det blev udarbejdet på. Det samme gør sig gældende for tidsplanen. Den har været alt for optimistisk i forhold til det vidensniveau, der var, og det omfang af myndighedsgodkendelser der skulle være til stede, for at anlægget kunne anlægges.

Det er det første projekt Vejle Spildevand og Vejle Kommune har udført sammen. Det er derfor et pionerprojekt, hvor det var forventeligt, at der ville være læringspunkter.

I forhold til samarbejdet på teknikerniveau mellem Vejle Spildevand og Vejle Kommune har der været et rigtig godt samarbejde. Fra starten af projektet har Vejle Spildevands hydrauliske ekspertise været væsentligt og værdifuldt for projektet. I projekteringsfasen har der været input og sparring med Vejle Spildevands tekniske personale, så der er sikret de rigtige komponenter og systemer iht. Vejle Spildevands normale setup. Det har været af stor værdi at have kompetente medarbejdere, som har kunnet give rådgiveren kvalificeret med- og modspil. Der har også været enkelte smuttere i samarbejdet, men i det store og hele har det været rigtig godt.

I forhold til samarbejdet på ledelsesniveau har det været mere broget, og det er nok det største læringspunkt. I det næste samarbejdsprojekt vil dette være et væsentligt fokuspunkt. Da projektet var godkendt, var alle begejstrede og fokuserede på at komme ud over stepperne. Set i bakspejlet havde det været godt, at parterne havde sat sig ned og udarbejdet en detaljeret forventnings- og afstemningsaftale. Der ligger en kontrakt, som beskriver rigtig meget men ikke alt, og den er også åben for fortolkning. Det ville have også have været godt, fra starten, at have nedsat en fælles styregruppe med et klart formål og en klar opgavebeskrivelse. Det skete først langt henne i processen. Der var en styregruppe i Vejle Kommune men ikke en fællesstyregruppe. Det er et vigtig læringspunkt. Det hele blev heller ikke nemmere af, at der i projektets forløb er sket mange udskiftninger på ledelsesplan både i Vejle Kommune og i Vejle Spildevand. Der er skiftet direktør, Stadsarkitekt, områdechef og afdelingsleder i perioden hos Vejle Kommune. I Vejle Spildevand er projektchefen skiftet flere gange i processen. Det er kun én leder som har været med gennem hele processen på ledelsesplan.

I forhold til selve anlægsfasen er det gået mere, som vi kunne forvente. Vi vidste fra starten, at tiden og økonomien var meget presset. Set i bakspejlet, hvor vi har den viden, vi ikke havde, da vi stod i situationerne, ville det ikke have ændret meget, hvis vi havde valgt anderledes. Vi var ikke blevet hurtigere færdige, og det ville have kostet omtrent det samme. Så læring er mere, at det er et meget kompliceret sted at bygge, det er svært, og der vil ske uforudsigelige og væsentlige påvirkninger, og det er et vilkår i den slags projekter. Lev med det, og få det til at lykkes på trods! Og husk at have en stor buffer på økonomi og tid.



Pumpesumpen under opførelsen

Fakta

Fordelingbygværk:

3 spjæld til $\varnothing 1400$ mm rør med AJUMA gear som kan fjernbetjenes. De kan placeres trinløst. Lukketid på 6 min.

Riste i galvaniseret stål med 20 cm risteåbning af hensyn til fiskepassage.

Der planlægges en stationær kran ved riste, så det er muligt at krane ristegods op.

Sluseanlæg:

2 sæt sluseporte med hver 2 porte. De kører uafhængigt af hinanden. De er hydraulisk styret. Lukketid ca. 1 minut pr. port sæt. Samlet lukketid ca. 2 min.

Riste ved indløb til pumpesump:

Ved indkøbet sidder der en 10 m lang grovrist med en risteafstand på 20 cm. Bagved er der to tromlesier på hver 5 meter, som har en risteafstand på 10 mm. Der kan ledes $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$ gennem tromlesierne med et hydraulisk tab på 15 cm gennem tromlesierne.

Pumper:

Anlægget er dimensioneret til at kunne pumpe $7,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Der er 5 skakt-pumper, der hver kan løfte $2,1 \text{ m}^3/\text{s}$ med en geometrisk løftehøjde på 2,5 m. Der kan køre 4 pumper samtidig, den femte er reserve i tilfælde af nedbrud i en kritisk situation. Der er frekvensomformere på to af pumperne. De sidste tre pumper kører i alternerede drift.

Levetid:

Anlægget forventes at have en levetid på 50 år.

