

Stofkoncentrationer i regnbetingede udledninger fra fællessystemer

Litteraturstudie, databearbejdning og perspektivering

Karsten Arnbjerg-Nielsen 1
Thorkild Hvitved-Jacobsen 2
Niels Bent Johansen 3
Peter Steen Mikkelsen 4
Bjarne Kallesø Poulsen 1
Wolfgang Rauch 4
Flemming Schlütter 2

1 PH-Consult ApS

2 Aalborg Universitet. Institut for Vand, Jord og Miljøteknik

3 COWI AS

4 Danmarks Tekniske Universitet. Institut for Miljøteknologi

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 INDLEDNING	11
1.1 HJDTIDIG BEARBEJDNING	11
1.2 PARADIGME FOR DENNE UNDERSØGELSE	12
2 NUVÆRENDE PRAKSIS FOR BEREKNING AF AFLASTEDE MÆNGDER	13
2.1 BEREKNINGSMETODER	13
2.2 DISKUSSION AF BEREKNINGSMETODERNE	14
3 STOFSTRØMNINGENS PROCESSER	15
3.1 KILDER OG PROCESSER	15
3.2 BEREKNING AF OVERVANDSKONCENTRATIONER	17
4 LITTERATURSTUDIE	19
4.1 METODIK OG AFGRÆNSNING	19
4.2 VARIATION MELLEM HÆNDELSER OG STATIONER	20
4.3 VARIATION UNDER HÆNDELSER	23
4.4 BETYDNINGEN AF VARIATION UNDER HÆNDELSER	25
5 DATABEARBEJDNING	29
5.1 METODIK OG AFGRÆNSNING	29
5.2 DATAGRUNDLAG	29
5.3 VARIATION MELLEM HÆNDELSER OG STATIONER	30
5.4 VARIATION UNDER HÆNDELSER	31
5.5 MODELLERING AF VARIATIONER	31
5.6 BETYDNING AF VARIATION UNDER HÆNDELSER	33
5.7 ENHEDSTAL PÅ BASIS AF DANSKE MÅLINGER	34
6 SAMMENLIGNING AF DANSKE OG UDENLANDSKE UNDERSØGELSER	37
6.1 VARIATION AF STATIONSMIDDELKONCENTRATIONER	37
6.2 MODELLER TIL FORKLARING AF VARIATION UNDER OG MELLEM HÆNDELSER	38
7 KONKLUSION OG ANBEFALING	39
7.1 BRUG AF TYPETAL	39
7.2 TYPETAL FOR DANSKE FORHOLD	39
7.3 AREALENHEDSTAL FOR DANSKE FORHOLD	40
8 PERSPEKTIVER FOR DEN VIDERE UDVIKLING	45
8.1 NYE SIMPLE BEREKNINGSVÆRKTØJER	45
8.2 NYT PARADIGME FOR MODELBEREGNINGER	46
8.3 MÅLINGER OG BEARBEJDNING	48
9 LITTERATURLISTE	49
BILAG A REVIEW OF POLLUTANT CONCENTRATIONS	53
BILAG B BEARBEJDNING AF DANSKE MÅLEDATA	91
BILAG C OVERSIGT OVER DANSKE MÅLEDATA	125

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Forord

Nærværende rapport udgør slutrapporten for projektet “Stofkoncentrationer i regnvandsbetingede udløb fra fællessystemer”, der blev gennemført i 1998-99.

I projektet er der gennemført en indsamling, kvalitetskontrol og detaljeret bearbejdning af måledata indsamlet i forbindelse med Vandmiljøplanens intensive overvågningsprogram for regnvandsbetingede udløb fra fællessystemer. Desuden er der gennemført et litteraturstudie for at sætte de danske måledata i relation til den nyeste viden internationalt. På dette grundlag revurderes de nuværende typetal i forbindelse med beregning af årsafkastninger af kvælstof, fosfor og organisk stof fra fællessystemer, og der opstilles et perspektiv for fremtidige beregningsmetoder.

Undersøgelsen er gennemført som et samarbejdsprojekt mellem Miljøstyrelsen og følgende institutioner og firmaer:

- Institut for Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet (DTU)
Projektledelse, redigering af rapporter, bidrag til litteraturstudie, databearbejdning og hovedrapport
- Institut for Vand, Jord og Miljøteknik, Aalborg Universitet (AAU)
Litteraturstudie
- PH-Consult ApS (PHC)
Databearbejdning, bidrag til hovedrapport
- COWI AS (COWI)
Bidrag til hovedrapport

Projektgruppen bestod, i alfabetisk rækkefølge, af

Karsten Arnbjerg-Nielsen, PHC
Thorkild Hvitved-Jacobsen, AAU
Niels Bent Johansen, COWI
Peter Steen Mikkelsen, DTU
Bjarne Kallesø Poulsen, PHC
Wolfgang Rauch, DTU
Flemming Schlütter, AAU

Projektets styregruppe bestod af:

Mogens Kaasgaard, Miljøstyrelsen
Peter Steen Mikkelsen, IMT

Projektet er løbende blevet diskuteret ved møder i Spildevandskomiteens udvalg vedr. regnafledning i byer. Det må dog understreges, at de endelige formuleringer står for projektgruppens egen regning.

Lyngby, 15. april 2000

Sammenfatning og konklusioner

Bearbejdning af danske måledata

Nærværende projekt indeholder en indsamling, kvalitetskontrol og detaljeret bearbejdning af måledata af afstrømning under regn fra fælleskloakerede oplande i Danmark. Måledata stammer dels fra Vandmiljøplanens intensive overvågningsprogram og dels fra de tidligere undersøgelser, som har indgået ved anbefalingen af de stofkoncentrationer, der hidtil er benyttet ved beregning af årlige aflastede mængder fra overløbsbygværker under regn.

Internationalt litteraturstudie

Bearbejdningen af de danske måledata sættes i perspektiv gennem et internationalt litteraturstudie, der opsummerer såvel ældre som nyere viden på området. På dette grundlag opstilles nye typetal, ligesom variationer i aflastede vand- og stofmængder fra typiske oplande i Danmark beregnes som funktion af de regionale variationer i nedbørsmønsteret, som er identificeret de seneste år.

Nuværende praksis

Den nuværende praksis for beregning er fastlagt af Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1990b) og benyttes af amterne ved en årlig afrapportering af punktkilder, til hvilke overløb fra fællessystemer regnes. Der blev skitseret 3 beregningsniveauer, hvor den mest simple er arealenhedstal og den mest avancerede er EDB-baserede afstrømningsmodeller. I Danmark anvendes typisk SAMBA-modellen til disse beregninger. Udviklingen har siden gjort, at det ikke er nødvendigt med flere metoder end de to her nævnte.

Stofkoncentrationer i overvand

Den primære problemstilling er at beregne stofkoncentrationer i overvand. Overvandet med dets stofindhold defineres som den forøgede volumen- og stofafstrømning, som er forårsaget af nedbør. Mens volumenafstrømningen kan antages kun at hidrøre fra nedbøren, skyldes den forøgede stofafstrømning både stofindholdet i nedbøren, stof akkumuleret på de befæstede overflader og resuspenderet materiale fra afløbssystemet.

Definitionen på overvand har ikke vundet international anerkendelse, og derfor rapporteres i litteraturen som oftest totale stofkoncentrationer i overløbsvand. I Danmark er overvands- og totale stofkoncentrationer ofte sammenlignelige, idet regnvandet udgør en meget dominerende andel af den totale afstrømning under regn. I udlandet er ledningsnettene ofte dimensioneret med mindre kapacitet, hvilket medfører, at overløb typisk sker oftere og med større andel af spildevand end i Danmark. En direkte sammenligning mellem stofkoncentrationer i overvand og overløbsvand skal derfor tolkes med forsigtighed. Det giver dog formentlig større usikkerheder, at det i litteraturen oftest ikke er dokumenteret, hvorledes prøveudtagningen er foretaget, hvorvidt der er opstrøms bygværker, hvorledes hændelser defineres, samt hvorvidt der overhovedet er tale om fællessystemer og ikke separate regnudledninger med en væsentlig andel af fejltilslutninger.

Variationer i stofkoncentrationer

I de udenlandske studier er der rapporteret om væsentlige variationer af stofkoncentrationer såvel under som mellem regnhændelser, mellem oplande og mellem lande. Variationer mellem lande kan muligvis forklares på baggrund af forskelle i dimensioneringspraksis samt praksis for materialevalg, gadefejning, affaldshåndtering etc. Variationer mellem oplande forklares ved forskelle i nedbørsmønstre, størrelser og type af oplande, afløbssystemets fysiske udformning og befolkningstæthed. Variationer under og mellem regnhændelser forklares ved egenskaber ved regnen, tiden sidste regnvejrhændelse, renholdelse af overflader samt

tilstanden af afløbssystemer. Variationer under hændelser kan være ret betydningsfulde og er i nogle lande indkorporeret i dimensioneringspraksis, så størst mulig stoftilbageholdelse opnås. Det understreges dog, at ikke hele variationen i målte stofkoncentrationer kan forklares.

Tre nye måleoplande

De nye danske data er målt i tre oplande. Et af disse oplande adskiller sig markant fra de to andre og fra tidligere måleoplande ved at have højere stofkoncentrationer. Dette opland er kendetegnet ved at være stort, dårligt vedligeholdt og med kendte sedimentationsproblemer. Målingerne fra oplandet benyttes kvalitativt i undersøgelsen, men ved anbefaling af typiske stofkoncentrationer i Danmark er der set bort fra dette opland.

En del af variationen kan forklares

De danske oplande er undersøgt for variationer i stofkoncentrationer, og det konkluderes, at det er muligt at finde egenskaber ved den målte regn, afstrømningen og den forudgående tørvejrperiode, der signifikant reducerer den observerede variation på måldata. Der er dog stadig en væsentlig residual variation, som de simple modeller, der er brugt i undersøgelsen, ikke kan forklare. Analysen konkluderer, at følgende koncentrationer i overvand bør benyttes ved beregninger af overløb fra fællessystemer:

	Off-line volumen i afløbssystem under 3-5 mm		Off-line volumen i afløbssystem over 3-5 mm
	Ekstremlastn.	Årsbelastning	Årsbelastning
P (mg/l)	Ikke relevant	2-3	1,5-2,0
N (mg/l)	Ikke relevant	10	3-7
COD (mg/l)	130-160	160	100-140
SS (mg/l)	150-200	150-200	100-150

Nye danske typetal for koncentrationer i overvand

I forhold til tidligere anbefalinger er der justeret lidt på koncentrationer af COD og SS. Desuden er der indført lavere stofkoncentrationer ved store off-line volumener i afløbssystemet for at kompensere for, at stofkoncentrationerne generelt falder efter de første 3-5 mm afstrømningsvolumen. De lavere koncentrationer af COD for ekstremlastninger skyldes samme effekt. Sammenligningen af de danske og de internationale undersøgelser giver ikke anledning til at justere på de ovenfor nævnte koncentrationer.

Nye danske arealenhedstal

Der er i rapporten beregnet en række arealenhedstal, som kan benyttes til at give grove skøn over aflastede mængder fra opstrøms beliggende oplande og fra større områder med faldende kapacitet i nedstrøms retning. Arealenhedstallene er for nogle områder i Danmark, primært Fyn og Sjælland udenfor København, af samme størrelsesorden som tidligere, mens der i andre områder, især København og Jylland vest for israndslinien, er tale om væsentlige forøgelse af de beregnede stofmængder.

Perspektivering

Bearbejdningen påpeger et behov for en mere ensartet beregning af overløbsmængder, der tager højde for den nyeste viden, herunder årsmiddelnedbørens regionale variation. Med det nuværende datamateriale kan der opbygges en simpel model, f.eks i et regneark, hvor de centrale parametre indtastes, og de aflastede vand- og stofmængder beregnes. Ved et målrettet måleprogram vil det være relevant at opbygge en mere detaljeret stofafstrømningsmodel. En sådan model har allerede nu en stor relevans i vurdering af lokale tiltag som f.eks. bassinudbygninger, men dens betydning vurderes at være mindre i forbindelse med det nationale overvågningsprogram.

Summary and conclusions

Analysis of Danish measurement data

This project is concerned with collection, quality control and detailed analysis of flow and runoff concentrations during wet weather in combined sewer systems in Denmark. The data originates from the national Danish surveillance program (in Danish: "Vandmiljøplanens intensive overvågningsprogram") and from earlier investigations that formed the basis for recommended pollution concentrations previously used for calculating annual loads from combined sewer overflows.

International literature review

The data analysis is put in perspective through an international literature review summarising the available knowledge in the area. New recommended concentrations are put forward on this basis, and variations of discharge volumes and pollutant loads are calculated for typical catchments in Denmark, illustrating the implications of the regional precipitation pattern that has been identified recently.

Present calculation practice

The present calculation practice is defined by the Danish Environmental protection Agency (Miljøstyrelsen, 1990b) and used by the Danish counties when reporting annual pollution discharges from combined sewer overflows. Three standard methods of increasing complexity are defined, the most simple being use of areal unit pollution loads and the most advanced being computer simulations with runoff models taking historical rain series as input. Typically, the SAMBA model is used in Denmark for these calculations. The intermediate level based on standard curves and hand calculations is considered obsolete.

*Pollution concentrations in stormwater**

The primary focus is estimating concentrations in stormwater (in Danish: "overvand"). Stormwater* is defined as the increased water and pollution runoff in combined sewers during rain. While the increased flow results solely from rain, the increased pollution runoff results from matter contained in precipitation and accumulated on urban surfaces, and resuspended matter accumulated in the sewer system during dry weather.*

This definition of stormwater is not widespread internationally, and concentrations reported in the international literature typically refer to total concentrations in CSO water. Stormwater* concentrations and total concentrations in CSO water are often comparable in Denmark since stormwater* accounts for a dominating part of the total runoff during rain. Sewer networks are often designed with less capacity in other countries and thus, overflow occurs more frequently and with a larger fraction of wastewater than in Denmark. Comparison of Danish and international concentration levels should therefore be made with caution. However, larger uncertainties probably result from a generally poor documentation of sampling procedures, whether there are upstream overflow structures, how events are defined and whether samples are taken in combined sewer systems or separate storm sewers with a considerable amount of illegal wastewater connections.*

Variations of pollution concentrations

International investigations report on substantial variations of pollution concentrations both during rain, between rain events, between sewer catchments and between countries. Different design practices and variations of building materials, waste handling and street cleaning may explain variations between countries. Differences in precipitation, size and type of

catchments, the physical conditions of the sewer network and the population density may describe variations between sewer catchments. Finally the properties of rainfall events, the antecedent dry weather period, street cleaning practices and the physical conditions of the sewer system may describe variations between and during rain events. In some countries, design practices account for significant variations of pollution concentrations during runoff events in order to retain the most polluted water in structures. However, only part of the observed variation can be explained.

Three new monitoring sites

The new Danish data is measured at three different sites, one of which is characterised by badly maintained pipes and well-known sedimentation problems. The concentrations at this site are significantly higher than at the two other sites and the sites previously investigated. Therefore, data from this site is only used qualitatively; it is not included when calculation recommended concentrations for use in the annual reporting of discharges from combined sewer systems.

Part of the variation can be explained

By analysing data from the Danish monitoring sites it is concluded that properties of the rainfall, the runoff and the antecedent dry weather period can significantly reduce the observed variation of pollution concentrations. There is, however, still a significant residual variation that cannot be explained by the simple models employed in this investigation. It is concluded that the following stormwater* concentrations should be used for estimation of combined sewer overflows in Denmark in the future:

	Off-line volume in sewer systems below 3-5 mm		Off-line volume in sewer system above 3-5 mm
	Extreme events	Annual load	Annual load
P (mg/l)	Not relevant	2-3	1.5-2.0
N (mg/l)	Not relevant	10	3-7
COD (mg/l)	130-160	160	100-140
SS (mg/l)	150-200	150-200	100-150

New Danish recommended stormwater concentrations*

The recommended concentrations of COD and SS are adjusted slightly compared with previous values. Furthermore, lower concentrations are recommended when large off-line storage volumes are present in the sewer system to compensate for the generally decreasing runoff concentrations after 3-5 mm of runoff volume. The lower recommended COD concentrations for extreme events also reflect this effect. Comparison with similar international investigations did not justify changing the recommended concentrations.

New Danish areal unit loads

Areal unit pollution loads are computed based on the new recommended concentrations and the latest knowledge on regional variation of rainfall in Denmark. The unit loads are significantly higher than previous unit loads, particularly in Copenhagen and Western Jutland.

Perspectives

The analysis points at a need for more homogenous calculation of CSO loads that accounts for the latest knowledge. Based on the present data and knowledge, it is possible to develop a simple spreadsheet-based model that calculates discharge volumes and pollution loads based on input detailing the catchment characteristics, pollution concentrations and mean annual rainfall. In combination with future goal-directed monitoring programs it will be relevant to develop more detailed pollution transport models. Such models will be of use when evaluation the potential pollution reduction of e.g. detention ponds, but they will be of limited use in combination with the national Danish surveillance program.

1 Indledning

Vandmiljøplanens generelle overvågningsprogram

Som led i Vandmiljøplanens generelle overvågningsprogram beregnes hvert år for alle regnvandsbetingede udløb de årlige udledninger af vand, organisk stof, kvælstof og fosfor, både for det specifikke år og for et normalår. Det drejer sig om mere end 4000 overløbsbygværker i fælleskloakerede oplande samt et tilsvarende stort antal udløb fra separatsystemer. Disse beregninger gennemføres af amterne og indberettes til Miljøstyrelsen.

Beregningerne gennemføres på basis af en specielt udarbejdet vejledning (Miljøstyrelsen, 1990b). Denne vejledning indeholder anvisninger for, hvorledes beregningerne kan gennemføres, og hvorledes man kan foretage en supplerende bestemmelse af de grundlæggende data ved gennemførelse af et intensivt måleprogram. Vandmiljøplanens intensive måleprogram er nu gennemført og rapporteret for de fælleskloakerede oplande (Miljøstyrelsen, 1997b).

Recipienteffekter og indikatorparametre

Der er i dag voksende erkendelse af, at den årlige udledning af organisk stof, kvælstof og fosfor ikke repræsenterer alle de mulige recipienteffekter, der har interesse i forbindelse med overløb fra fællessystemer. For eksempel kan der sås tvivl om relevansen af at opgøre COD på årsbasis, idet udledt organisk stof giver anledning til iltforbrug i vandløb og dermed en potentielt akut forureningseffekt. COD er desuden et udtryk for den samlede mængde organisk stof, der imidlertid kan have meget forskellig bionedbrydelighed afhængigt af oprindelsen. Fremtidige koncepter for modellering af forureningsbelastning og recipienteffekter må nødvendigvis koncentrere sig om mere detaljerede indikatorparametre, men det ligger udenfor rammerne af dette projekt at gå nærmere ind i dette. Nærværende projektrapport koncentrerer sig om de etablerede indikatorparametre som beskrevet ovenfor.

1.1 Hidtidig bearbejdning

Den foreløbige bearbejdning

Den foreløbige bearbejdning af data fra dette måleprogram har for en række parametre vist rimelig overensstemmelse med det hidtidigt anvendte grundlag. Dog er der indikationer for, at stofkoncentrationerne for fælleskloakerede oplande generelt ligger på et højere niveau end de hidtidigt anvendte typetal; specielt for organisk stof er der tale om væsentlige forskelle (Miljøstyrelsen, 1997b). Endvidere indikerer de nye data, at der i nogle oplande er tale om kraftige variationer i stofkoncentrationer under og mellem hændelser. Disse variationer kan muligvis forklares ved forskelle i oplandenes hældning og generelle vedligeholdelsestilstand samt ved parametre relateret til regnafstrømningen, såsom maksimal regnintensitet, afstrømmet volumen, tid siden sidste hændelse mv.

Fornyset bearbejdning

Der er derfor behov for en fornyet bearbejdning, der opsamler viden fra både de oprindelige og de nye oplande, og ser resultaterne i lyset af undersøgelser, der er gennemført i udlandet.

1.2 Paradigme for denne undersøgelse

I nogle undersøgelser opstilles modeller for enkelte oplande og enkelte regnhændelser, der detaljeret og med brug af mange parametre beskriver variationen i stofafstrømning fra enkelte hændelser. Det er ikke formålet med denne undersøgelse at fastlægge den eller de modelbeskrivelser, der giver den bedste beskrivelse af observerede variationer. I stedet fokuseres der på processer og fænomener, der kan påvises ved statistisk analyse af datamaterialet. På denne måde kan der arbejdes hen imod fremtidige modeller og beregningsmetoder til rutinemæssig brug ved beregning af årsafstrømning, svarende til det informationsgrundlag, der findes i måldata.

Projektets indhold

Nærværende undersøgelse omfatter tre komponenter:

- Dataindsamling og -bearbejdning, hvor alle data bearbejdes på standardiseret vis som anvist i (Miljøstyrelsen, 1990a) samt med moderne statistiske metoder for at afdække eventuelle sammenhænge i data.
- Videnindsamling og -systematisering, hvor der ved et systematisk litteraturstudie indsamles data fra nyere udenlandske undersøgelser.
- Perspektivering, hvor der på basis af de gennemførte undersøgelser foreslås koncepter for fremtidige beregningsmetoder og måleprogrammer.

Tolkning af variationer

Der opstilles i rapporten en ramme for tolkningen af variationer af stofindhold i afstrømningshændelser. Det væsentligste element er at finde variationsområder for *hændelsesmiddelkoncentrationer (HMK)* og *stationsmiddelkoncentrationer (SMK)* i overvand, baseret dels på litteraturstudiet og dels på den gennemførte databearbejdning. Desuden søges dette variationsområde forklaret via en række uafhængige variable, der efterfølgende benyttes til at perspektivere mulighederne for at opstille nye og bedre beregningsmetoder.

Variationen i koncentration for en given stoftype vil blive opdelt efter variationer mellem oplande (variation af *stationsmiddelkoncentrationer*), variationer mellem og under regnhændelser (variation af *hændelsesmiddelkoncentrationer*) og tilfældige variationer.

Variationer mellem oplande og mellem hændelser

Variationer mellem oplande tilskrives egenskaber ved oplandet såsom topografi, hældning af rørsystem, arealudnyttelse, indbyggertal mv. Variationer mellem regnhændelser tilskrives egenskaber ved den forudgående tørvejrperiode, og variationer under hændelsen tilskrives egenskaber ved afstrømningen såsom maksimal vandføring, totalt volumen mv. Den tilfældige variation er den variation, som ukendte processer og en usikker eller fejlagtig model medfører.

Undersøgelsen rapporteres i nærværende hovedrapport samt i tre bilag, der uddyber hhv. litteraturstudiet og bearbejdningen af danske data samt giver en summarisk oversigt over de danske data.

2 Nuværende praksis for beregning af aflastede mængder

Nuværende praksis for amternes bestemmelse af de udledte mængder fra overløbsbygværer i fælleskloakerede oplande baserer sig på tre beregningsmetoder. Disse metoder er rapporteret i en særskilt vejledning (Miljøstyrelsen, 1990b).

De tre metoder repræsenterer tre niveauer af detaljeringsgrad, fra en simpel anvendelse af arealenhedstal, til detaljerede beregninger med en afstrømningsmodel.

2.1 Beregningsmetoder

*Niveau 1:
Arealenhedstal*

I den mest simple beregningsmetode anvendes arealenhedstal for den årlige udledning af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (COD) samt for udledningen af organisk stof (COD) i ekstremhændelser.

Disse arealenhedstal er baseret på standardiserede koncentrationer i henholdsvis overvand og spildevand. De standardiserede koncentrationer – eller *typetal* – er vist i tabel 2.1. Skønt der ikke anvendes arealenhedstal for belastningen med suspenderet stof er standardværdien medtaget af hensyn til sammenligning med senere målinger.

Tabel 2.1

Standardiserede stofkoncentrationer, anvendt ved bestemmelse af arealenhedstal for recipientbelastning. (Miljøstyrelsen, 1990b).

Stof	Koncentration i overvand (mg/l)	Koncentration i spildevand (mg/l)
TOT-P	2,5	13
TOT-N	10	43
COD	120	320
SS	100-200	-

Arealenhedstallene udtrykkes som en funktion af de tre væsentligste parametre for oplandet til det konkrete bygværk:

- Det reducerede areal.
- Afløbstallet for bygværket.
- Volumen af bygværket.

Typisk vil man anvende et sæt på 9 arealenhedstal for hvert stof. Disse 9 tal dækker tre værdier for afløbstal og 3 værdier for bassinvolumen. Arealenhedstallene beregnes ved hjælp af niveau 3 metoden beskrevet nedenfor, typetallene for stofkoncentrationerne og en udvalgt regnserie.

*Niveau 2:
SVK skrift nr. 21*

Beregningsniveau 2 omfatter den i spildevandskomiteens skrift nr. 21 (SVK, 1984) beskrevne "Niveau 1" procedure, der tager udgangspunkt i følgende udtryk for den aflastede mængde på årsbasis

$$M_a = V_a C_a = V_a \frac{C_{\text{spildevand}} + m_{\hat{a}} HMK}{1 + m_{\hat{a}}} \quad (2.1)$$

hvor V_a er det aflastede vandvolumen med den gennemsnitlige stoffkoncentration C_a , og $m_{\hat{a}}$ er det gennemsnitlige blandingsforhold mellem overvand og spildevand i det aflastede volumen. V_a og $m_{\hat{a}}$ kan findes på basis af forud beregnede kurver som funktion af det konkrete afløbssystems afløbstal. Kurverne i Spildevandskomiteens skrift nr. 21 (SVK, 1984) er baseret på Odense regnserien (33 helår, 1933-79). Vha. af denne metode kan man lave beregninger, som er bedre tilpasset til bygværkets karakteristika, end niveau 1 metoden åbner mulighed for. Den er ikke egnet, hvis der er et eller flere bassiner i oplandet.

*Niveau 3:
Modelberegninger*

Ved denne metode anvendes en EDB-baseret afstrømningsmodel til beregning af belastningen fra overløb. Traditionelt har man i Danmark anvendt SAMBA modellen til dette. Herved inddrages på forenklet vis de relevante hydrologiske og hydrauliske fænomener på basis af den konkrete udformning og karakterisering af opland, ledningsnet og bygværker. Modelberegninger er nødvendige ved beregning af aflastninger fra oplande med flere koblede overløbsbygværker og bassiner.

Beregningerne baseres på en regnserie, der vurderes at være repræsentativ for det pågældende område.

2.2 Diskussion af beregningsmetoderne

Man skal bemærke, at alle tre niveauer fundamentalt er baseret på samme antagelse om konstante overvands- og spildevandskoncentrationer. Faktisk er det sådan, at skemaerne med arealenhedstal (niveau 1) samt kurverne i skrift nr. 21 (niveau 2) er beregnet med SAMBA-modellen (niveau 3).

*Regional variation af
ekstremregn*

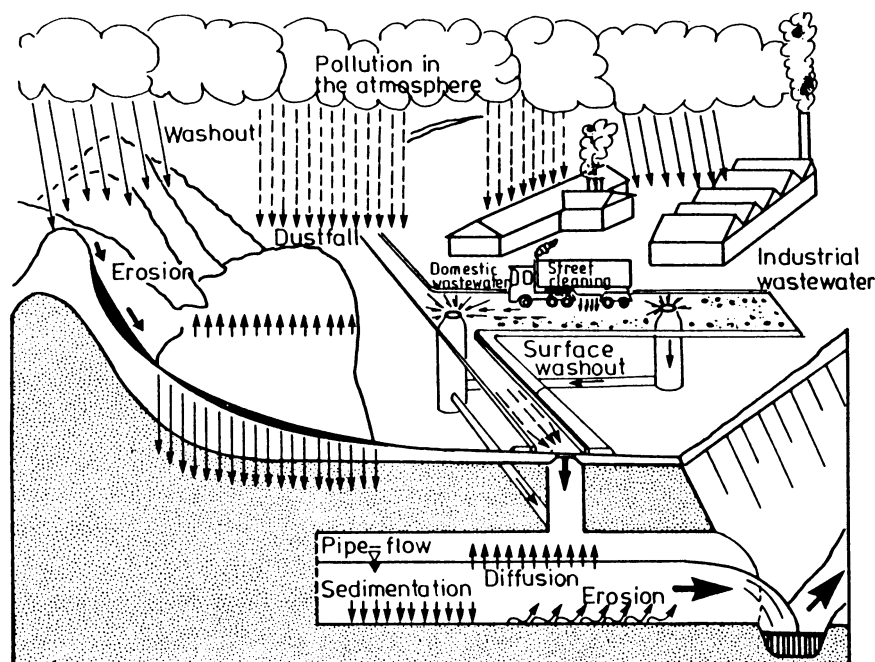
Den seneste bearbejdning af danske regndata (SVK, 1999) viser klare regionale variationer med generelt større ekstremregn (og dermed aflastninger) i områder med høj årsmiddelnedbør samt i Københavnsområdet. Det har desuden vist sig, at Odense serien ikke er repræsentativ på landsbasis, idet den generelt giver for lave værdier. Derfor må de i (Miljøstyrelsen, 1990b) opstillede tabeller med arealenhedstal svarende til niveau 1 korrigeres i forhold til det regionale nedbørsmønster. Niveau 2 bør også som minimum korrigeres i forhold til det regionale nedbørsmønster ved fremtidigt brug. I kapitel 8 diskuteres det mere indgående, hvorvidt det er muligt og relevant at opstille et beregningsniveau svarende til det hidtidige niveau 2. Tilsvarende diskuteres det, hvorvidt der er grundlag for et mere detaljeret koncept for modelberegninger.

3 Stofafstrømningens processer

Nedenfor i er kort skitseret de processer og definitioner, som er nødvendige for forståelsen af de følgende kapitler.

Mangfoldighed af kilder og processer

Figur 3.1 giver et illustrativt billede af den mangfoldighed af kilder og processer, der påvirker stofafstrømningen under regn. Figuren indeholder endda ikke bassiner, overløb og renseanlæg med deres indvirkning på stofmængden.



Figur 3.1

De mange kilder og processer, der påvirker stofafstrømningen fra byer under regn (Göettle, 1978).

Betydningen af stofafstrømning under regn

For recipienterne er stofafstrømningen under regn af stor vigtighed. Som led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram er det beregnet, at de regnvandsbetingede udledninger i Danmark udgør 10-15% af de totale udledninger på årsbasis af COD, N og P, industri og fiskeopdræt inkluderet (Miljøstyrelsen, 1999). Netop den stødvide forureningsbelastning i løbet af korte tidsrum udgør et selvstændigt problem. Til sammenligning skønnede Ellis (1986), at 35% af de årlige udledninger af stof til omgivelserne i Storbritannien kommer fra overløb fra fælleskloakerede afløbssystemer der er i funktion i 2-3% af tiden

3.1 Kilder og processer

Der er to kilder til forurening i afstrømningen fra fællessystemer under regn:

- Hvad der deponeres på de tilsluttede, befæstede overflader både i tørvejr og under regn.
- Hvad der tilføres afløbssystemet både i tørvejr og under regn.

- Kilder fra urbane overflader* Den første kilde bidrager i tørvejr ved nedfald og akkumulering af støv og snavs på veje, fortove, tage mv., og desuden ved decideret spild eller anvendelse af specielle stoffer i forbindelse med f.eks. trafik, vejsaltning eller ukrudtsbekæmpelse. Under regn udvaskes stoffer fra atmosfæren samt fra de befæstede overflader, ligesom nogle byggematerialer (f.eks. zinktagrender) korroderes. Miljøstyrelsen (1997a) giver en god indføring i disse emner for en lang række stoffer, og det uddybes derfor ikke nærmere her.
- Kilder i afløbssystemet* Den anden kilde er fra afløbssystemet selv, hvor der i tørvejr aflejres materiale fra spildevandsstrømmen og vokser biofilm på rørenes overflader ("kloakhud"). Under regn resuspenderes noget af det aflejlrede materiale og biofilmen aftrives, hvilket kan føre til forhøjede stofkoncentrationer sammenlignet med, hvad man normalt finder i regnafstrømning fra separatsystemer.
- Materiale i afløbssystemer* I tabel 3.1 er det materiale, man finder i afløbssystemer, inddelt i 4 typer – fra groft materiale som sten, der findes ved bunden over mobile finkornede sedimentter og organisk "kloakhud" til fint cementeret materiale, der typisk findes fastkittet i bunden af bassiner. Det fremgår, at sammensætning af materialer i afløbssystemer varierer meget og til en vis grad hænger sammen med kloaksystemets hældning og generelle vedligeholdelsestilstand. Derfor må det forventes, at oplandets generelle karakteristika har en vis betydning for stofkoncentrationerne i afstrømningen under regn.
- Afhængigt af hyppigheden af rengøring af de tilsluttede befæstede arealer samt afløbssystemets størrelse, ledningsfald og tilstand kan den ene eller den anden af de to kilder til stofindhold være dominerende.

Tabel 3.1
Typer af materiale i fællessystemer (IAWQ, 1996).

Sediment type	Description/where found	Wet density 10 ³ kg/m ³	% by granular particle size (mm)			Organic content %
			minimum	mean	maximum	
A	Coarse granular bed material widespread	1.72	< 0.063	0.063 – 2.0	2.0 – 50	7
C	Mobile, fine grained found in slack zones, in isolation of overlying type A	1.17	1 – 6 – 30	3 – 61 – 87	3 – 33 – 90	50
D	Organic pipe wall slimes and zoogical biofilms around mean flow level	1.21	29 – 45 – 73	5 – 55 – 71	0	61
E	Fine grained mineral and organic material found in CSO storage tanks	1.46	17 – 32 – 52	1 – 62 – 83	1 – 6 – 20	22

- Transport og aflastning* Udformningen af afløbssystem, bygværker og bassiner kan endvidere have betydning for, hvordan stofafstrømningen opdeles i videreført materiale, opmagasineret materiale og aflastet materiale. Typisk udformes bygværker, så forskelle i densiteten udnyttes til at opdele stofafstrømningen, så det aflastede volumen er så rent som muligt. Derved opnås, at stofkoncentrationerne i aflastet vand vokser i nedstrøms retning. Effekten forstærkes af, at overløbene træder i funktion når der er mest regnvand, og den tyndeste

fraktion af blandingen derved aflastes. Som det fremgår af Tabel 3.1 er en sådan effekt mindre for organisk stof end for suspenderet og partikulært stof, da de to komponenter med højt indhold af organisk har densiter, der ligger tæt på rent vand.

3.2 Beregning af overvandskoncentrationer

Mangfoldigheden af kilder og processer har nødvendiggjort store forenklinger for at nå en overkommelig karakterisering af stofafstrømningen fra afløbssystemer. I Danmark er det for fællessystemer almindeligt at opdele stofkoncentrationerne i to elementer, der reflekterer kilderne:

- Den daglige tørvejsafstrømning.
- Bidraget fra regnafstrømningens processer.

Total stoftransport

For et givet punkt i afløbssystemet kan stoftransporten i den totale vandmængde (spildevand og regnvand) under en regnhændelse, M_{total} , beregnes efter følgende formel:

$$M_{total} = \int C_{total} Q_{total} dt = \bar{C} V_{total} \quad (2.1)$$

hvor C og \bar{C} er henholdsvis den øjeblikkelige og den gennemsnitlige koncentration, Q er den øjeblikkelige vandføring og V er det akkumulerede volumen i afstrømningshændelsen. M_{total} kan beregnes ved at måle den akkumulerede vandmængde, V_{total} , der har passeret målepunktet, og måle stofkoncentrationen, \bar{C} , i en flow-proportional prøve. Alternativt kan M_{total} bestemmes på baggrund af diskrete målinger af flow og stofkoncentration som en flow-vægtet middelkoncentration.

Hændelsesmiddelkoncentration (HMK)

Den totale stoftransport kan beregningsmæssigt opdeles i to bidrag, spildevandstilledningen og regntilledningen. Regntilledningen benævnes *overvand* for ikke at sammenblende denne vandtype med afstrømning fra urbane overflader eller separate regnvandssystemer. Den gennemsnitlige koncentration af forureningskomponenter i overvandet i hele hændelsen benævnes *HMK* (hændelsesmiddelkoncentration). Dermed kan formel (2.1) omformuleres til:

$$\begin{aligned} M_{total} &= M_{spildevand} + M_{overvand} \\ &= \int C_{spildevand} Q_{spildevand} dt + HMK V_{overvand} \end{aligned} \quad (2.2)$$

For at kunne bestemme *HMK* for en given regnhændelse skal M_{total} (V_{total} og \bar{C}) måles, og der skal opstilles en model for variationerne i spildevandskoncentrationer og -vandføringer på baggrund af målinger i tørvejr. $V_{overvand}$ findes ved at trække $\int Q_{spildevand} dt$ fra V_{total} . Dermed er (2.2) reduceret til én ligning med én ubekendt, *HMK*.

Stationsmiddelkoncentration (SMK)

Der kan i nogle tilfælde forventes en variation af *HMK* som følge af systematiske variationer forårsaget af for eksempel årstidsvariationer, længden af tørvejrperioder og karakteristika for regnhændelsen. Derfor beregnes ofte også en *stationsmiddelkoncentration*, i det følgende forkortet *SMK*. Denne koncentration fremkommer ved at beregne overvandskoncentrationen (*HMK*) for alle målte hændelser. Stationsmiddelkoncentrationen er en vægtet middelværdi af hændelsesmiddelkoncentrationerne, hvor det afstrømmede volumen er vægten. Under forudsætning af, at de målte

regnhændelser er repræsentative for typen af hændelser i oplandet vil *SMK* være den gennemsnitlige koncentration for årsafstrømningen for det givne punkt.

*Engelske benævnelser:
EMC og SMC*

Det bemærkes afslutningsvis at *HMK* og *SMK* undertiden omtales ved deres engelske benævnelse: *EMC* (*event mean concentration*) og *SMC* (*site mean concentration*).

4 Litteraturstudie

4.1 Metodik og afgrænsning

Litteratursøgning

Litteraturstudiet er gennemført delvist på basis af relevant litteratur registreret på hhv. DTU og AAU og delvist på basis af søgning i litteraturdatabaserne *The web of Science* og *Cambridge Scientific Abstracts Internet Database Service*. De anvendte søgeprofiler er vist i bilag A.

Litteraturstudiet er afgrænset til at omfatte udenlandske undersøgelser indenfor regnafstrømning fra byer, hvor man har rapporteret målinger af stofindholdet, bearbejdet målte data, eller opstillet metoder til beregning af stofafstrømning. Væsentlig information er kommet fra oversigtsværker, der har resumeret store undersøgelser, specielt i tilfælde hvor de originale publikationer ikke er tilgængelige eller har et omfang, så det ikke umiddelbart er muligt at bearbejde dem.

Overvand eller opblandet spildevand?

I litteraturen angives hyppigst den totale koncentration af de målte stoffer i overløbsvand. Det er sjældent og fortrinsvist i Skandinavien, at konceptet "overvand" anvendes. Med mindre andet er angivet, gælder værdier der angives efterfølgende således den totale koncentration i blandingen af spildevand og overvand. Betydningen heraf vurderes for skandinaviske målinger at være begrænset, idet andelen af spildevand generelt er lav i forhold til mængden af overvand. I Mellem- og Sydeuropa er ledningsnetene imidlertid ofte dimensioneret med mindre kapacitet, hvilket medfører, at overløb sker oftere og med større andel spildevand end i Danmark. En direkte sammenligning mellem stofkoncentrationer i overvand og overløbsvand skal derfor tolkes med forsigtighed. Det vurderes dog umiddelbart, at der er andre mere betydende usikkerheder, der kan påvirke sammenligningen. Det er som oftest ikke dokumenteret, hvorledes prøvetagningen er foretaget, hvorvidt der er opstrøms bygværker, og hvorledes hændelser er defineret.

Fælles- eller separatsystemer?

Det er ikke altid klart beskrevet i summariske litteraturoversigter, hvorvidt målingerne er foretaget i fælles- eller separatsystemer. Dette gælder især den store amerikanske NURP-undersøgelse (Nationwide Urban Runoff Program), der har stået som model for mange senere undersøgelser i forskellige lande. NURP-studiet genererede gennem perioden 1978-83 en database af HMK-værdier for mere end 2.300 enkelthændelser fordelt på 81 målestationer i 28 forskellige byområder (Smullen et al., 1999). Ingen andre måleprogrammer indeholder tilnærmelsesvis en tilsvarende datamængde, og derfor er NURP den i litteraturen hyppigst citerede undersøgelse.

Der er p.t. initiativer i USA med henblik på at supplere NURP-databasen med data fra nyere undersøgelser og bearbejde det samlede datasæt, og der er i den forbindelse taget kontakt til amerikanske videntcentre for at opklare, hvilken type afløbssystemer, der ligger til grund for databasen. Pitt (1999) oplyser, at alle oplande indeholdt i NURP-databasen har separatsystemer, men at spildevandsbelastningen på grund af ulovlige spildevandstilslutninger mange steder er stor. Målinger i fællessystemer i USA er ikke blevet samlet og bearbejdet på tilsvarende systematisk vis. På grund af dette samt NURP-studiets betydning som internationalt referencegrundlag er det valgt at medtage data herfra i de videre sammenstillinger.

Spildevandsbelastning i separate regnvandssystemer

Det bør her påpeges, at det til tider kan være vanskeligt at skelne mellem kvaliteten af overvand og regnafstrømning (Saget et al., 1998), og at separatsystemer kan tilføres endog meget store mængder spildevand pga. fejltilslutninger af stikledninger som nævnt ovenfor og kortslutninger af separate regn- og spildevandsledninger pga. utætte kloakker. En canadisk undersøgelse påviste således mellem 5 og 30% fejltilslutninger af spildevand i separatsystemer (Field, 1984), og det er ikke ualmindeligt i Danmark, at vandføringen stiger både i de separate regn- og spildevandsledninger under regn.

Placering af prøveudtagning

Det kan også i litteraturen være vanskeligt at identificere, hvor i afløbssystemet (set i relation til overløbsbygværket) prøverne er taget. Der er påvist kraftige variationer i kvaliteten af vandprøver udtaget forskellige steder i afløbssystemer med en general tendens til, at stofkoncentrationerne stiger i nedstrøms retning (Gromaire-Mertz et al., 1998a,b). Med mindre andet er angivet, vil der i det efterfølgende antages, at prøverne er taget opstrøms for alle overløbsbygværker, ligesom for de danske måleoplande.

Litteraturstudiet er rapporteret i detaljer i bilag A, og i de følgende afsnit opregnes kun hovedresultaterne.

4.2 Variation mellem hændelser og stationer

Variation mellem hændelser og stationer karakteriseres ved de tidligere definerede middelværdier *HMK* og *SMK* (afsnit 3.2). I tabel 4.1 er sammenstillet data fra litteraturen, der karakteriserer variationen mellem oplande på basis af angivne værdier af *SMK*.

Usikkerhed på definition af HMK i litteraturen

I litteraturen angives hyppigt *HMK*-værdier, mens der sjældnere redegøres for, om et angivet variationsområde dækker variation mellem hændelser (ideelt set variation af *HMK*) eller variation mellem oplande (ideelt set variation af *SMK*). Desuden kan der være tvivl om, hvordan vægtningen af de individuelle hændelser er foretaget ved beregning af *SMK*, og der skelnes ikke altid klart mellem stations middelværdier og -medianer. Middelværdien er generelt lavere end medianen, da den statistiske fordeling af *HMK*-værdier typisk er skæv med forhøjet sandsynlighed for høje koncentrationer.

Variation mellem lande

Som det fremgår af tabel 4.1 er variationen mellem oplande betydelig. Figur 4.1 giver et indtryk af den store variationen mellem oplande eksemplificeret for *SMK*-værdier af COD i beboelsesområder i USA. Disse tal er indsamlet fra den originale NURP projektrapport (USEPA, 1983) og afbildet i figur 4.2 sammen med tilsvarende data fra Holland, Frankrig og Tyskland som funktion af befolkningstætheden og det reducerede oplandsareal. Det fremgår, at de amerikanske data generelt ligger lavest, at de hollandske ligger højest, og at de tyske og franske data ligger herimellem.

Betydningen af befolkningstæthed

Figur 4.2 indikerer en vis sammenhæng mellem *SMK*-værdien for COD og befolkningstætheden, hvilket kan skyldes et større aktivitetsniveau på de urbane overflader, og at en større befolkningstæthed og dermed spildevandsmængde under tørvejr forårsager en større opbygning af organiske sedimentter og kloakhud, der senere kan skylles ud under regn. Dette gælder uanset, om der er tale om fællessystemer eller separatsystemer med fejltilslutninger. Der er ikke set tilsvarende klare sammenhænge i datamaterialet for andre stofparametre.

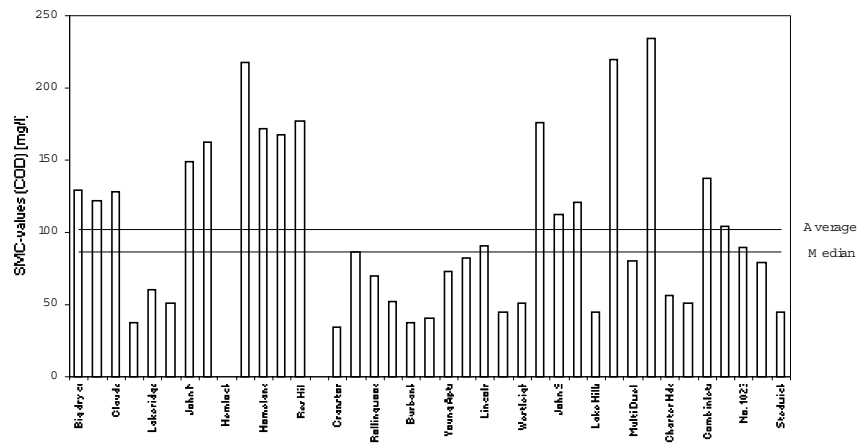
Tabel 4.1

Oversigt over SMK-værdier rapporteret i litteraturen, fordelt efter lande. Litteraturhenvisninger kan findes i bilag A.

Undersøgelse	Antal oplande	SS (mg/l)	COD (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)	Kommentar
USA						
NURP ¹⁾	31	212	104	2,9	0,7	Beboelse
NURP ¹⁾	5	191	62	1,6	0,4	Industri
NURP ¹⁾	20	394	92	1,7	0,5	Blandet
NURP ¹⁾	10	148	82	1,5	0,3	Handel
Berkley	-	100	200	-	-	
Cleveland	-	-	308	-	-	
Columbia	-	622	382	-	-	
Milwaukee	2	212-321	161-264	-	-	
Des Moines	-	413	-	-	-	
Detroit	-	274	-	-	-	
Minnapolis	-	413	-	-	-	
New York	2	306-347	358-481	-	-	
Racine	2	178-551	-	-	-	
Rochester	-	273	-	-	-	
San Francisco	5	91-655	100-188	-	-	
Seattle	-	162	176	-	-	
Canada						
Flere undersøgelser	-	190	-	8,3	1,4	Overløbsvand
Holland						
Loenen	1	303	271	10,4 ²⁾	2,9	
Oosterhout	1	260	389	15,2 ²⁾	4,8	
Bodegrave	1	105	148	9,7 ²⁾	2,1	
Kerkrade	1	320	243	13,4 ²⁾	3,0	
Tyskland						
Hürt	1	-	222	-	-	
Munich-Harlaching	1	163	274	22 ²⁾	8,3	
Stuttgart-Büsnau	-	177	-	-	-	
Schweich						
Zürich	-	-	70	-	-	
England						
Flere undersøgelser	-	237-635	120-560	-	-	Overløbsvand
Bradford	-	237	-	-	-	
Brighthouse	-	647	-	-	-	
Lancaster	-	271	209	-	-	
Northampton	-	370	-	-	-	
Frankrig						
Flere undersøgelser	4	200-450	80-200	3,3-6,1 ²⁾	0,8-1,8	
Le Marais	1	307	428	-	-	
Poissy	1	751	1005	-	-	
Norge						
Oslo	1	721	530	8,2	2,4	
Sandefjord	1	424	268	14,4	4,0	
Trondheim	1	510	352	-	3,0	
Alle undersøgelser						
Variationområde		91-751	62-1005	1,5-22	0,3-8,3	

1) USEPA, 1983. Der er tale om separate regnudledninger med en væsentlig indflydelse af ulovlige spildevandstilslutninger. Kun oplande, hvor SMK for COD er større end 50 mg/l, er medtaget i opgørelsen.

2) Kvælstof målt som Kjeldahl-kvælstof.

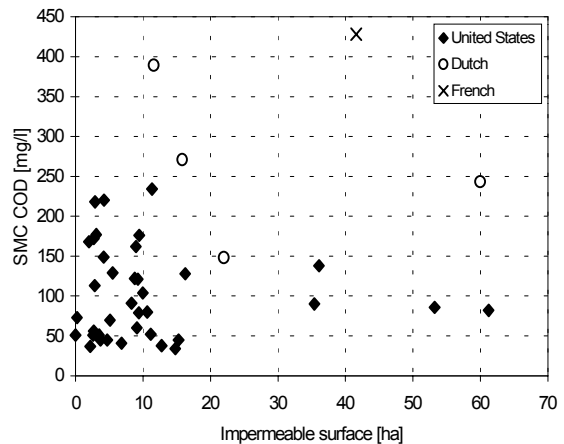
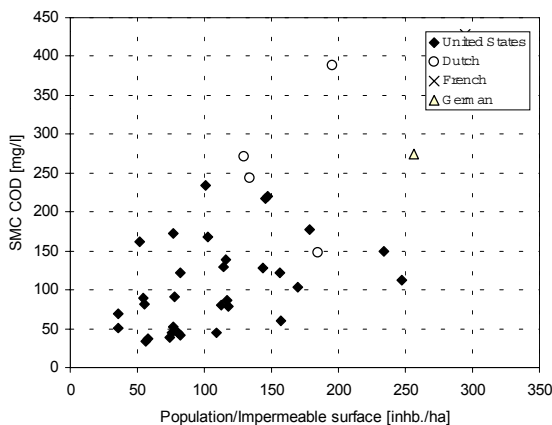


Figur 4.1
SMK-værdier for COD fra beboelsesområder i USA. De viste data er fra NURP-studiet (USEPA, 1983).

Betydningen af dimensioneringspraksis i forskellige lande

Forskellene mellem lande kan muligvis forklares med forskelle i almindelige dimensioneringsprincipper i landene. Hollandske afløbssystemer er generelt flade og er kendt for at akkumulere store mængder sediment, mens afløbssystemer i de fleste andre lande normalt forsøges lagt med en hældning, der sikrer selvrensning. Det må dog erkendes, at alene dette at sammenligne undersøgelser fra forskellige oplande og forskelle lande er behæftet med betydelig usikkerhed. Forskelle i definitioner, måleprocedurer og laboratorieprocedurer kan være store og bidrage til det store variationsområde.

Årsagen til de lave amerikanske værdier er formentlig, at oplandene som tidligere nævnt har separate regnvandssystemer. For til en vis grad at tage højde for dette er kun oplande, hvor SMK for COD er større end 50 mg/l, medtaget ved beregningen af de tal, der for NURP-studiet er angivet i tabel 4.1.



Figur 4.2
SMK-værdier for COD, afbildet som funktion af befolkningstætheden (antal indbyggere pr. ha) og det reducerede oplandsareal (ha). Data er vist for oplande i USA samt for oplande i Holland, Frankrig og Tyskland.

SMK er log-normal fordelt

Resultaterne for de enkelthændelser, som ligger bag beregningen af SMK, viser ofte en lognormal fordeling (Ellis, 1986; Harremoës, 1988; VanBuren et al., 1997). Tilsvarende fandt man i NURP-studiet (USEPA, 1983), at medianværdierne fundet ved hver målestation følger en lognormal fordeling. Alle SMK-værdier for TSS og COD registeret i litteraturstudiet er sammenstillet og testet for fordelingstype. Resultatet viste, at begge stoffer kan anses for at være lognormal fordelte.

Regressionsmodeller med inddragelse af data fra mange oplande

I USA har man på baggrund af NURP-databasen samt en række nyere måleprogrammer opstillet forskellige regressionsmodeller, der sammenholder HMK-værdier fra forskellige målestationer med de respektive oplandes karakteristika samt karakteristika for de enkelte afstrømningshændelser (Tasker & Driver, 1988; Driver & Tasker, 1990). I modellerne benyttes log-transformerede værdier af både den afhængige (HMK) og de uafhængige, forklarende variable. Generelt har det vist sig, at HMK-værdier falder med voksende regndybde af den enkelte hændelse, hvilket kan forklares ved fortynding. Dette har relation til variationen i HMK mellem hændelser. Derudover var det reducerede areal, oplandets type (beboelse, industri, blandet, handel) og årsmiddelnedbøren signifikante for nogle stofparametre, mens befolkningstætheden slet ikke var signifikant. Disse parametre har relation til variationen i SMK mellem oplande. Generelt var regressionsmodellerne i stand til at forklare 10-68% af den samlede variation, men det fremgår ikke umiddelbart, i hvilket omfang det er variation mellem hændelser eller oplande, der forklares bedst.

Regressionsmodeller for et givet opland

Hémain (1986) opsummerer en række undersøgelser, hvor det generelt er muligt at forklare en stor del af variationen af HMK for givet opland. For en række amerikanske og franske oplande rapporteres om forklaringsgrader på 50-90% for simple afstrømningsmodeller, såvel for estimation af HMK, total stofafstrømning pr. hændelse og variation under hændelser (flux).

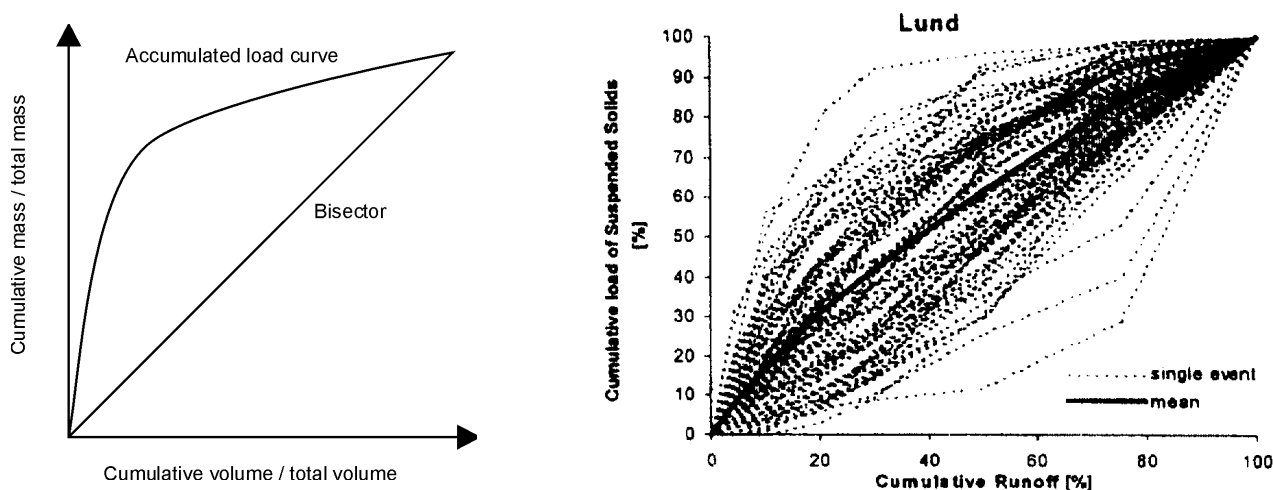
4.3 Variation under hændelser

I litteraturen stødes ofte på betegnelsen "first flush", der indikerer, at der forekommer en udskylning af afløbssystemet i den første del af en afstrømningshændelse. Der er stor uenighed om den eksakte definition på dette fænomen, og derved bliver sammenligning af fænomenets størrelse og omfang besværliggjort.

Teoretiske overvejelser

Ud fra teoretiske overvejelser må man forvente, at den største del af forureningsmængden udskylles først. Begrundelsen er en serie af argumenter, der peger i den retning:

1. For fastholdt regnintensitet (og dermed vandføring) vil der være en given mængde sedimenter, der kan frigives. Efter nogen tid vil der ikke kunne ske yderligere afrivning af biofilm eller resuspension, uden en højere regnintensitet.
2. Man kan antage, at der er en given pulje af sedimenter, der kan udvaskes. Når puljen er tømt vil koncentrationen falde til et niveau svarende til tilførslen fra kilderne.
3. Undersøgelser har vist, at kraftige regnvejr hyppigst optræder med den kraftigste spids i begyndelsen. Den kraftigste påvirkning af afløbssystemet optræder dermed, mens der er flest sedimenter til rådighed.



Figur 4.3

Illustration af den sædvanlige afbildning ved undersøgelse af first flush fænomenet (venstre: Gupta & Saul, 1996) samt et eksempel, hvor stofafstrømningen af TSS er optegnet for et stort antal hændelse (højre: Deletic, 1998).

Perspektivet ved at kunne påvise en first flush effekt er, at man i såfald vil kunne designe bassiner eller andre behandlingsanlæg, der kan håndtere den første, mest forurenede del af afstrømningen under regn.

Definitioner på first flush

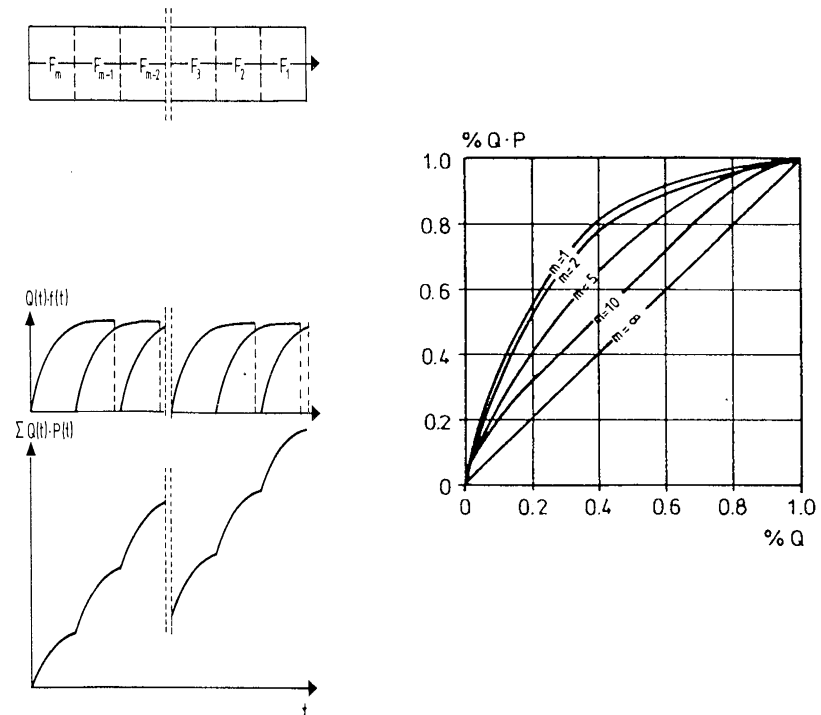
Figur 4.3 (venstre) viser den afbildning, der sædvanligvis bruges ved diskussion af first flush fænomenet. Figuren giver en normeret afbildning af den akkumulerede stofafstrømning som funktion af den akkumulerede vandmængde. En lang række definitioner på, hvornår der er tale om en first flush effekt, har været foreslået (Geiger, 1986; Gupta & Saul, 1996; Saget et al., 1996; Sansalone et al., 1997; Deletic, 1998), f.eks.:

- Når hældningen på den akkumulerede stofkurve ligger over 1:1 kurven, dvs. når stofkoncentrationen er størst i starten af hændelsen.
- Når 80% af stofsmængden transporteres af de første 30% af vandmængden, eller når 50% af stofmængden transporteres af de først 25% af vandmængden.
- Når den største lodrette afstand mellem stofkurven og 1:1 kurven er større end 20%.

Definitionerne er alle mere eller mindre tilfældige, og det konkluderes ofte på baggrund af sådanne definitioner, at der ikke er et betydeligt first flush fænomen, uden at det i den forbindelse nævnes, hvad fænomenet skal sættes i relation til. Et eksempel er vist på Figur 4.3 (højre), hvor stofkurver for et stort antal hændelser er optegnet for et parkeringsareal i Lund, Sverige. Gennemsnitligt er der tale om en svag first flush effekt, men for en stor del af hændelserne ligger stofkurven under 1:1 kurven, hvilket dybest set betyder, at der optræder en *last flush* effekt. Tilsvarende konklusioner er draget på baggrund af målinger i separat- og fællessystemer (Bertrand-Krajewski et al., 1998).

Der er også teoretiske overvejelser, der peger imod tilstedeværelsen af en first flush effekt, specielt nedstrøms i kloaksystemerne. Göettle (1978) analyserede effekten af at have flere deloplande, der hver især er influeret af et first flush fænomen. Han påviste, at hvis antallet af ens deloplande, der hver især er påvirket af first flush, er stort nok, kan effekten ikke observeres

nedstrøms. Hans argumentation er angivet i skitseform på figur 4.4. Hvis der observeres first flush fænomener ved målepunkter nedstrøms i fælles-systemer er årsagen derfor formentlig en større resuspension nedstrøms i afløbssystemet forårsaget af f.eks. lavere ledningsfald og dermed sedimentation pga. lavere strømningshastighed i tørvejr.



Figur 4.4

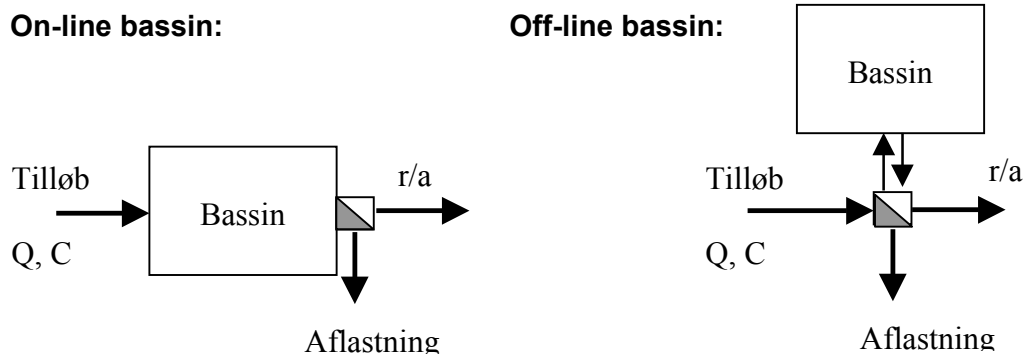
Translation af pollutografer fra m deloplande. Selv om hvert af de m oplande har en tydelig first flush effekt, kan den dårligt påvises nedstrøms, når der er mere end ca. 10 deloplande (Göettle, 1978).

4.4 Betydningen af variation under hændelser

On-line og off-line bassiner

I tysktalende lande er det praksis at dimensionere bassinvoluminer under antagelse af, at der forekommer en first flush effekt (ATV, 1992). Derfor skelnes der i de lande mellem forskellige typer af bassiner, og det anbefales at udføre bassiner som såkaldte off-line bassiner. På figur 4.5 er det skitseret, hvad der forstås ved et off-line bassin, hvor spildevandet først ledes tilbage til overløbsbygværket, når der er plads i den afskærende ledning. Hvis en first flush effekt er tilstede, forventes en hvis grad af forureningstilbageholdelse i et off-line bassin, mens et on-line bassin ikke vil have samme effekt.

Det må imidlertid bemærkes, at effekten kan være anderledes, hvis der i stedet fokuseres på sedimentation i bassiner. Hér vil et on-line bassin være effektivt under hele afstrømningshændelsen, mens et off-line bassin kan være mindre effektivt afhængigt af dets udformning. I det efterfølgende fokuseres alene på effekten af first flush i forhold til aflastede mængder. Dette medfører, at off-line bassiner giver den største tilbageholdelse. I konkrete tilfælde bør valget mellem off-line og on-line bassiner foretages på basis af en samlet vurdering af de to effekter.



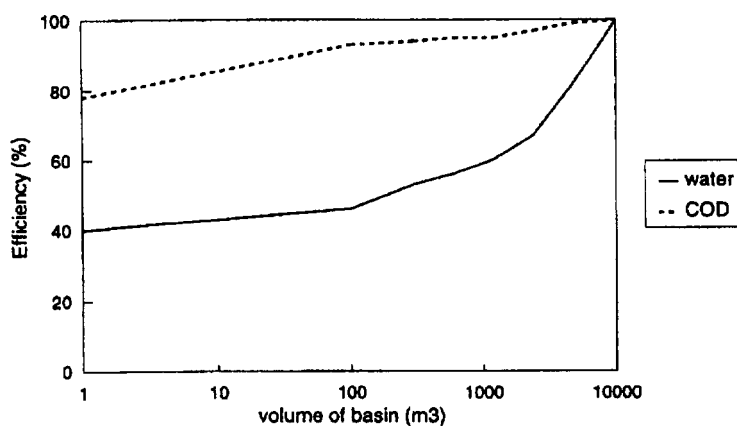
Figur 4.5

Principtegning af bassintyper. Til venstre er vist et on-line bassin og til højre et off-line bassin. Hvis first flush effekter optræder, bør et off-line bassin eller et sedimentationsbassin benyttes.

Som nævnt ovenfor er de traditionelle definitioner af first flush ikke sat direkte i relation til nogen problemstilling, og det er vanskeligt at udlede betydningen af f.eks. en signifikant first flush effekt, hvor 80% stof i gennemsnit transporteres af de første 30% vand. Larsen et al. (1998) fulgte i stedet et andet spor, hvor modelsimuleringer med målte hydrografer og pollutografer som input benyttes til empirisk at beregne den effektive stoftilbageholdelse i bassiner.

Stoftilbageholdelse i off-line bassiner

Figur 4.6 viser for et off-line bassin tilbageholdelsen af vand for forskellige bassinstørrelser. Tilbageholdelse betyder her videreførsel til et renselanlæg gennem bassinets afløb, i stedet for overløb til omgivelserne. Der er taget udgangspunkt i et faktisk afløbssystem, hvor den afskærende ledning har en betydelig kapacitet i forhold til tørvejrsvandføringen. Uden bassinvolumen ledes derfor ca. 40% af vandmængderne videre til renselanlægget via den afskærende ledning, der har en vis overkapacitet. For meget store bassinvolumener føres alt vand til renselanlægget, og overløb undgås helt. Beregningerne er baseret på danske måledata, der også benyttes i databearbejdning i kapitel 5. Det vises her, at det benyttede opland har en usædvanligt kraftig first flush og at oplandet er en outlier i forhold til de øvrige danske måleoplande.



Figur 4.6

Effektiv tilbageholdelse af vand og COD i et off-line bassin (Larsen et al., 1998).

Den effektive tilbageholdelse af COD er også vist på figuren, og det ses, at den er ca. dobbelt så stor som tilbageholdelsen af vand. Dette skyldes netop, at det førstkomende og mest forurenede vand bliver opmagasineret i bassinet og ikke overløber. I en simpel modelberegning, hvor stofkoncentrationen er konstant, ville man opnå samme effekt ved at reducere HMK med 50%. Resultaterne vist i figur 4.6 har inspireret til modelsimuleringerne beskrevet i afsnit 5.6.

5 Databearbejdning

5.1 Metodik og afgrænsning

Krav til måleoplande

Udgangspunktet for nærværende databearbejdning er de målinger, som er udført i amtskommunalt regi i forbindelse med gennemførelsen af det intensive overvågningsprogram. Desuden er inddraget de grunddata, som har ligget til grund for tidligere rekommandationer om typetal. Målingerne, der er medtaget, opfylder følgende betingelser:

- Der er målt et rimeligt antal hændelser. I bearbejdningen er der mindst 12 hændelser pr. opland.
- Der er målt på hele afstrømningshændelsen. Det betyder, at målinger foretaget nedstrøms for fordeler- eller overløbsbygværker og målinger, hvor der kun udtages prøver mens der er overløb, ikke kan medtages i bearbejdningen. Disse målinger anses for at være specifikke for afløbssystemet og vanskelige at generalisere.
- Prøveudtagningen er foretaget flowproportionalt og med prøveudtageren mod strømningsretningen lidt over bunden af røret og hvor strømmingen ikke er påvirket af et bygværk.
- Der må ikke være dominerende industri i oplandet.

Måleparametre

Der er angivet yderligere betingelser i Miljøstyrelsen (1990b). Der er i alt 6 oplande, der opfylder disse betingelser. For nogle af oplandene er endvidere målt en række andre parametre end kemisk iltforbrug (COD), kvælstof (N), fosfor (P) og suspenderet stof (SS). Der er primært tale om de opløste fraktioner af COD, N og P samt BOD. Disse parametre har imidlertid ikke samme bevågenhed og er heller ikke målt ved alle oplande. Derfor er kun COD, N, P og SS analyseret.

5.2 Datagrundlag

Der er benyttet data fra i alt 6 oplande, se tabel 5.1. Det ses, at der er lidt over 100 hændelser, hvoraf halvdelen tidligere er analyseret detaljeret med henblik på fastsættelse af typetal (Miljøstyrelsen, 1990a). En samlet fortegnelse over data kan findes i bilag C.

Tabel 5.1

Hovedtal for de seks oplande. Det har ikke været muligt at rekonstruere detaljerne omkring målingerne i opland Odinsvej. Målingerne er diskuteret yderligere i bilag B.

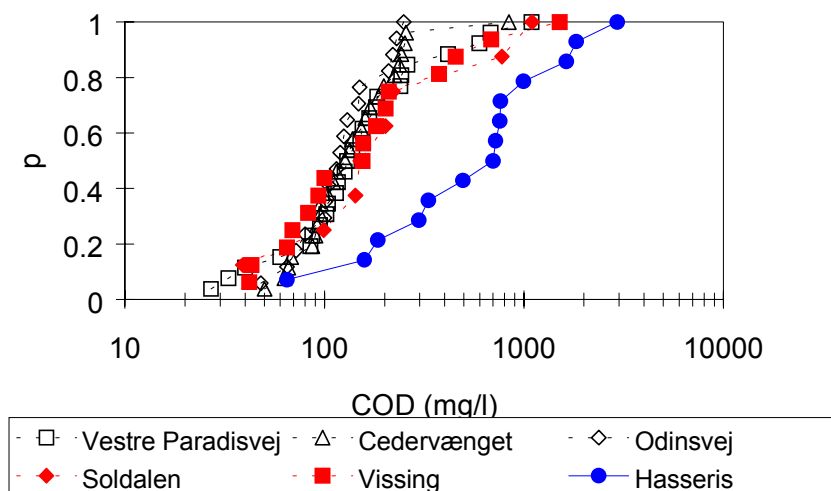
	Totalt areal (ha)	Befæstet areal (ha)	Antal hændelser	Afstrømning (mm)
Vestre Paradisvej	17,15	3,92	26	281
Cedervænget	5,28	2,38	20	263
Odinsvej	28,01	6,34	19	-
Soldalen	10,20	3,15	12	59
Vissing	20,54	3,45	17	107
Hasseris	94,00	31,00	15	87

5.3 Variation mellem hændelser og stationer

Afskæring af meget små hændelser

Nogle af hændelserne er meget små, helt ned til 0,1 mm afstrømet volumen, svarende til ca. 5 m³ overvand. Usikkerheden på beregning af overvandskoncentrationen er betragtelig for så små volumener, og det er tvivlsomt, hvorvidt det er relevant at medtage en hændelse, der ikke medfører en vandføring væsentligt større end tørvejsafstrømningen, i den statistiske bearbejdning. Der er derfor indført en tærskel på 1 mm afstrømning. Hændelser med mindre volumen er ikke medtaget i undersøgelsen. Derved ekskluderes 4 regnhændelser fra Soldalen og en fra hvert af oplandene Vissing og Hasserris.

Flere undersøgelser har påvist, at den statistiske fordeling af *HMK* er en log-normal fordeling. Denne fordeling fremkommer hyppigt ved undersøgelser af komplekse naturlige fænomener, idet den fremkommer ved at mange delprocesser med hver sin usikkerhed ganges sammen. Den empiriske fordelingsfunktion for COD er vist for hvert af de seks oplande i figur 5.1. Bemærk, at den vandrette akse er logaritmisk.



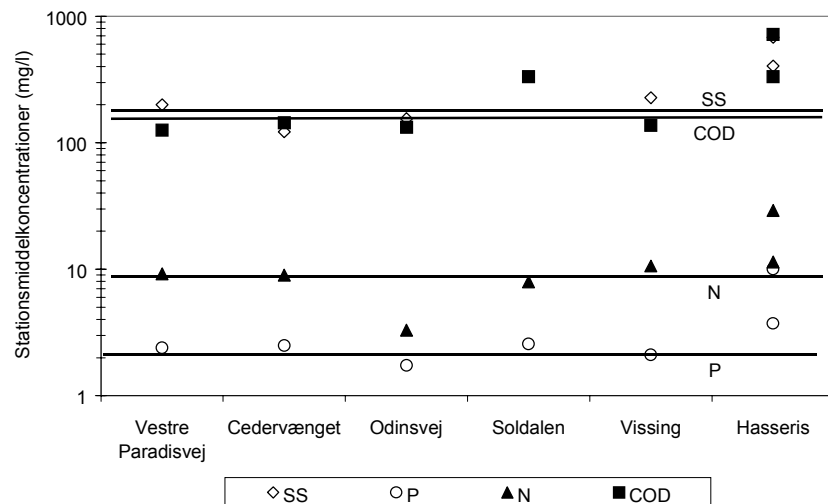
Figur 5.1

Fordeling af hændelsesmiddelkoncentrationer for de seks oplande efter fjernelse af hændelser på under 1 mm afstrømning. Hasserris ses at adskille sig væsentligt fra de øvrige oplande.

Hasserris er outlier

Det ses umiddelbart, at de fem af oplandene kan antages at tilhøre samme fordeling, mens Hasserris skiller sig ud ved at have markant højere *HMK*-værdier end de øvrige oplande. Den eneste hændelse, hvor *HMK* i Hasserris oplandet ligger under middelværdien for de øvrige oplande for COD er en ekstremt stor regnhændelse med et afstrømet volumen på 73 mm.

På figur 5.2 er indtegnet *SMK*-værdier, udregnet som volumen-vægtede middelværdier for hver station, for alle stoftyper og alle målestationer. For Hasserris er der dog indtegnet to værdier, idet den ene ekstreme regnhændelse har meget stor betydning for udregning af *SMK*. For Odinsvej er *SMK*-værdien skønnet på baggrund af *HMK*-værdierne, idet dele af det originale datamateriale er gået tabt, og vægtning derfor ikke er mulig.



Figur 5.2

Stationsmiddelkoncentrationer for SS, P, N og COD. Linierne angiver forslag til fremtidige anbefalede typetal til beregning af årsbelastninger i oplande uden stort volumen. Værdier for Odinsvej er skønnet på baggrund af HMK-værdierne. For Hasseris er angivet to SMK-værdier; hhv med og uden en ekstremt stor (73 mm) afstrømningshændelse.

5.4 Variation under hændelser

Brug af fraktionerede prøver

Variationerne under hændelser undersøges lettest ved at udtage fraktionerede prøver og analysere dem separat. Formel (2.2) kan så anvendes stykkevist, hvorved man direkte kan observere eventuelle variationer i koncentrationen gennem regnhændelsen. Der er dog kun udtaget fraktionerede prøver i oplandene Hasseris og Soldalen. Konklusioner om variationer under hændelser i Danmark kan ikke baseres alene på disse to oplande, idet Hasseris åbenlyst er en outlier i forhold til de øvrige oplande, og 4 af de 12 regnhændelser ved Soldalen er for små til at indgå i en sådan analyse.

Alternativ metode til bearbejdning

Undersøgelsen foregår derfor ved at analysere en række forklarende variable for alle oplandene undtagen Hasseris og benytte dem til at søge at forklare den observerede variation i HMK der er vist på figur 5.1. De forklarende variable udtrykker variation og forskelle i regnhændelsen, afstrømningshændelsen og tiden siden sidste regnhændelse. Endvidere testes for hver stofstype, hvorvidt fordelingen af stoftypen varierer mellem oplande. Analysen er beskrevet i detaljer i bilag B.

5.5 Modellering af variationer

Den benyttede statistiske regressionsmodel er meget simpel, hvilket gør det muligt direkte at teste, om inddragelse af viden fra en enkelt variabel giver en signifikant bedre beskrivelse af datamaterialet. Variable, der reflekterer karakteristika ved regnen eller afstrømningen, tilskrives variation under regn, mens tiden siden sidste regn beskriver variation mellem hændelser.

De forklarende variable indgår i første omgang både som utransformerede og som log-transformerede. Det viser sig, at de utransformerede variable giver den bedste beskrivelse af de log-transformerede HMK-værdier, hvorfor kun de utransformerede værdier benyttes i de endelige modeller.

Signifikante forklarende variable

Der er to modeller, der er lige velegnede til at beskrive variationen i *HMK*. Modellerne er ens af type, men benytter henholdsvis egenskaber ved regnen og afstrømningen til at forklare variationen under hændelsen. De to modeller medfører nogle forskelle i den relative betydning af variationen under og mellem hændelser, men i alle tilfælde er såvel variationen under og mellem regnhændelser signifikante. For SS og P er endvidere variationen mellem oplande signifikant.

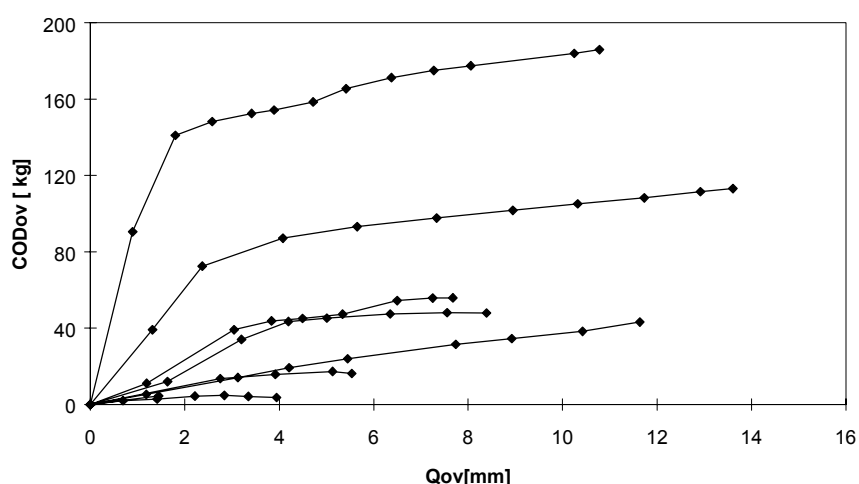
Stor residual variation

Måledata indikerer altså, at såvel egenskaberne ved regnen som den forudgående tørvejrperiode har væsentlig indflydelse på *HMK* for den enkelte hændelse. Der er dog for alle stoftyper en meget stor residual variation på 50-80% af den totale variation. Det vil formentlig være muligt at reducere denne residuale variation ved at opstille mere detaljerede modeller, men det bør altid sikres, at sådanne modeller ikke er urealistisk komplicerede i forhold til de data, der under normale omstændigheder vil være tilgængelige. De centrale parametre til beskrivelse af variationen af *HMK* er angivet i tabel 5.2. Regnvarighed og -volumen er kraftigt korrelerede, og derfor skal kun en af de to variable medtages i en model for variationerne.

Tabel 5.2

De variable, der indeholder mest information om variation mellem og under regnhændelser. En opadgående pil (↑) viser, at en forøgelse af den uafhængige parameter giver en forøgelse af stoffkoncentrationen, en pil nedad(↓) viser den modsatte sammenhæng, og et nul (o) viser, at der ikke er nogen sammenhæng.

Uafhængig parameter	Stof			
	SS	P	N	COD
Gennemsnitlig regnintensitet	↑	o	o	o
Regnvarighed	↓	↓	↓	↓
Afstrømmet volumen	↓	↓	↓	↓
Forudgående tørvejrperiode	↑	↑	↑	↑



Figur 5.3

Fraktionerede prøver af COD fra opland Soldalen. Det ses, at der for nogle hændelser er en tydelig ændring i hældningen, hvilket indikerer ændringer i koncentrationsniveauet. Ændringen indikerer, at der er tale om et first flush-fænomen.

Verifikation på fraktionerede prøver

På figur 5.3 er vist den akkumulerede mængde stof som funktion af akkumuleret afstrømning for oplandet i Soldalen. En ret linie fra regnhændelsens start og slut betyder, at der ikke er nogle systematiske variationer, der har betydning for *HMK*. De viste linier indikerer i nogle tilfælde, at der er væsentligt højere koncentrationsniveauer i begyndelsen af regnhændelserne. Der er altså tale om en vis first flush i Soldalen. For Hasseris er first flush-fænomenet meget udtalt, således at der er en bedre korrelation mellem *HMK* og tiden til sidste regnhændelse, end der er til det afstrømmede volumen.

5.6 Betydning af variation under hændelser

Betydningen af variationen under hændelser er undersøgt ved brug af de 8 afstrømningshændelser fra Soldalen som input til en simuleringsmodel jf. principperne beskrevet i afsnit 4.4. Undersøgelsen er foretaget ved at undersøge effekten af at placere et fiktivt bassin umiddelbart nedstrøms for målepunktet og variere bassinets volumen, afløbstal og udformning. Ved denne beregning er der ikke medtaget sedimentation i bassinet. Der er antaget, at afløbstallet er konstant, og at den mængde vand, som ikke kan rummes i bassinet, løber over en overløbskant til en recipient.

Modelberegninger

For hver kombination af afløbstal og bassinvolumen beregnes først den samlede aflastning til omgivelserne på baggrund af de målte hydrografer og pollutografer (flow og stofkoncentration som funktion af tiden). Dernæst bestemmes den *SMK*, som giver en tilsvarende aflastning, når der ikke tages højde for en varierende stofkoncentration under hændelserne. Resultatet opgives som en relativ *SMK*, hvor en værdi på 1 betyder, at volumen- og stoftilbageholdelsen er lige stor i bassinet.

Off-line bassin

På figur 5.4 er vist betydningen af variationen under hændelser under antagelse af, at bassinet er et off-line bassin, se figur 4.5, som fyldes op med den første vandmængde og derefter blot tilledes en vandmængde svarende til afløbstallet. Figuren viser, at for bassin volumener større end ca. 3-4 mm er middelkoncentrationen af overløbsvandet under halvdelen af tilløbskoncentrationen. Betydningen af afløbstallet er dog ikke særlig stor. Bassinet har magasineret den første del af afstrømningen, der har høj koncentration, og alene udledt den resterende del, der har lavere koncentration. Med andre ord, bassinet har tilbageholdt en større andel stof end vand.

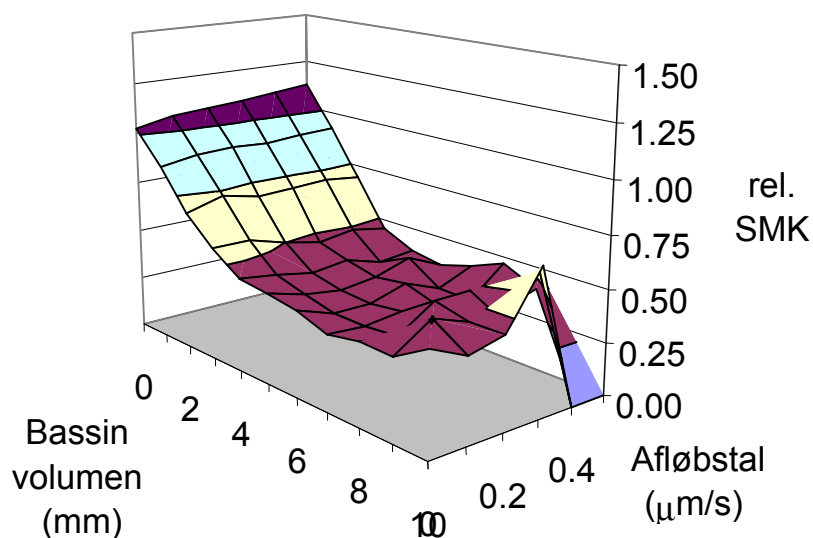
In-line bassin

Hvis der derimod er tale om et in-line bassin, se figur 4.5, viser bearbejdningen af data fra Soldalen, at middelkoncentrationen af overløbsvandet svarer til tilløbskoncentrationen. Med andre ord, bassinet tilbageholder ligeså stor en andel stof som vand. Havde beregningerne taget hensyn til sedimentation i bassinet ville dette ikke have været tilfældet. Med en hensigtsmæssig udformning kan on-line bassiner nemlig tilbageholde mere stof end vand pga. sedimentation.

En afbildning svarende til figur 5.4 er vist i bilag B for et in-line bassin og viser, at alle datapunkter ligger mellem 1,0 og 1,4 svarende til, at stoftilbageholdelsen ved et in-line bassin er svarende til eller endda dårligere end vandtilbageholdelsen. Årsagen er formentlig, at det opmagasinerede vand med høj koncentration opblandes med det efterfølgende vand med lavere koncentration, og at blandingen overløber.

Hasseris er outlier

For Hasseris er den relative *SMK* på under 0,25 både ved et off-line og et on-line bassin med volumen på 3-4 mm, svarende til en meget stor ekstra tilbageholdelse af stof.



Figur 5.4

Betydningen af first flush ved Soldalen. Ved at bygge bassinet off-line tilbageholdes væsentligt mere stof (i dette tilfælde COD) end volumen for bassiner større end ca. 3-4 mm.

5.7 Enhedstal på basis af danske målinger

I forhold til de hidtidige typetal er der kun behov for mindre justeringer af koncentrationerne for de undersøgte stoftyper. Det ene af oplandene, Hasseris, indgår ikke i beregningen af de nye typetal, fordi oplandet skønnes ikke at være repræsentativt for danske forhold. På det tidspunkt, hvor prøverne blev udtaget, var oplandet præget af dårlig vedligeholdelse og kendte sedimentationsproblemer.

Signifikante variationer

Analysen har vist, at hændelsesmiddelkoncentrationer udviser signifikante variationer mellem hændelser og under hændelser og for nogle stoftyper også mellem oplande. Betydningen af variation under hændelser er beregnet for stoftypen COD og viser, at en hensigtsmæssig konstruktion af bassiner kan medføre, at stoftilbageholdelsen er væsentligt større end volumentilbageholdelsen. For at opnå en stor stoftilbageholdelse skal bassinet udformes, så den første vandmængde tilbageholdes.

Tabel 5.3

Typiske hændelsesmiddelkoncentrationer for overvand i oplande uden sedimentationsproblemer. Voluminet der henvises til er opmagasiningsvolumenet i afløbssystemet.

	Off-line volumen i afløbssystem under 3-5 mm		Off-line volumen i afløbssystem over 3-5 mm
	Ekstrembelastn.	Årsbelastning	Årsbelastning
P (mg/l)	Ikke relevant	2-3	1,5-2,0
N (mg/l)	Ikke relevant	10	3-7
COD (mg/l)	130-160	160	100-140
SS (mg/l)	150-200	150-200	100-150

Få danske data

Det danske datamateriale er begrænset, ikke mindst hvad angår typetal for volumener i afløbssystemet. I tabel 5.3 er angivet forslag til nye typetal baseret udelukkende på de danske data. For årsbelastningen er der for SS og

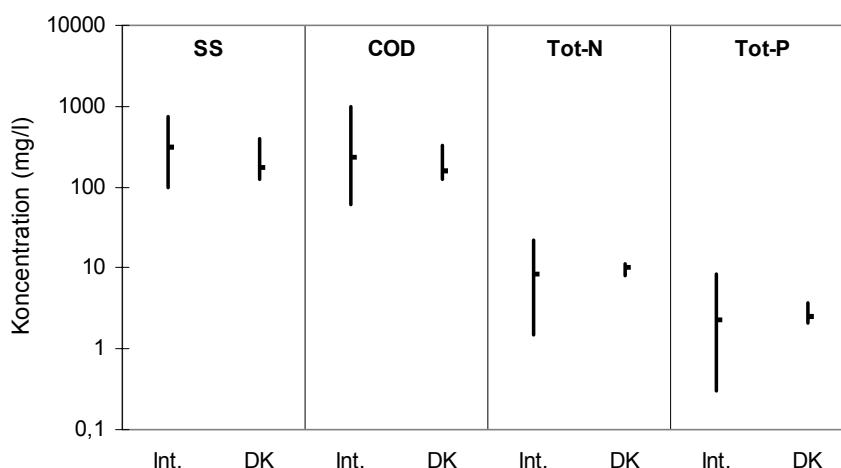
P angivet et interval, mens der for N og COD er opgivet en værdi. Det skyldes, at der er fundet en signifikant variation mellem oplande for SS og P, men ikke for N og COD. Intervallerne for ekstrembelastning og for volumenrige systemer skyldes variationer mellem oplande, men reflekterer også usikkerheden pga. et begrænset datamateriale. Intervallerne er skønnet på baggrund af statistiske analyser af data fra i alt 6 måleoplande, hvoraf det ene er udeladt af bearbejdningen fordi oplandet antages at være outlier. Den underliggende antagelse for de typiske stofkoncentrationer i tabel 5.3 er, at de fem oplande er repræsentative for Danmark.

6 Sammenligning af danske og udenlandske undersøgelser

6.1 Variation af stationsmiddelkoncentrationer

Variationsområder for SMK i Danmark og udlandet

I figur 6.1 er opgivet variationsområdet af SMK-værdier for såvel de danske som de internationale undersøgelser. Generelt er variationsintervallerne mindre for de danske end for de internationale undersøgelser. Dette er forventeligt, idet der er forskelle på dimensioneringspraksis i de enkelte lande. I den amerikanske NURP undersøgelse er der målt meget lave N og P værdier, hvilket giver de lave minimumsværdier og dermed brede intervaller for disse to stoffer. Det bemærkes, at NURP-undersøgelsen er baseret på data fra separate regnvandssystemer med en væsentlig mængde fejltilslutninger af spildevands-stikledninger (Pitt, 1999), men at stationer med meget lave stofkoncentrationer ikke er medtaget i opgørelsen, se note til tabel 4.1. Det er dog vanskeligt at afgøre, hvor repræsentative disse data er for overvandskoncentrationer i danske fællessystemer.

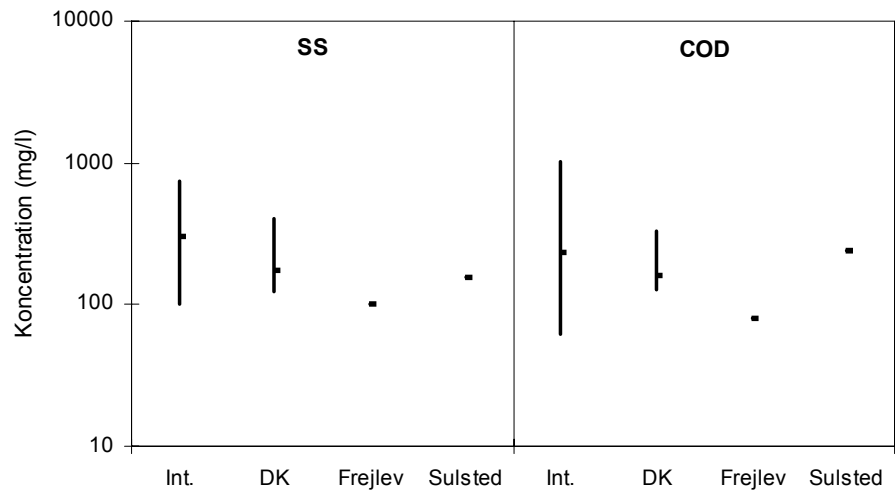


Figur 6.1

Variationsområdet for SMK-værdier for de udenlandske og danske undersøgelser. For de udenlandske data er endvidere opgivet medianværdien, mens de anbefalede værdier er opgivet for de danske data.

Sammenligning af danske og internationale SMK

Samlet må det konkluderes, at de danske tal og anbefalinger ligger indenfor de forventede værdier på baggrund af litteraturstudiet. Litteraturstudiet påpeger, at de danske data måske underestimerer de danske SMK-værdier, fordi alle måleoplande, bortset fra Hasseris, er små opstrøms beliggende oplande med stejle ledninger og dermed lav resuspension af materiale under regn, primært større partikler og ”kloakhud”. Dette kan muligvis være årsagen til, at de danske data for SS og COD ligger noget lavere end medianværdien for de udenlandske undersøgelser. Det må dog erindres, at de udenlandske undersøgelser typisk refererer totale stofkoncentrationer i overløbsvand med en betydelig andel af spildevand, og at direkte sammenligning derfor skal tolkes med forsigtighed.



Figur 6.2

Sammenligning af overvandskoncentrationer (SMK) for SS og COD for de udenlandske og danske undersøgelser med gennemsnitlige overløbskoncentrationer i hhv. Frejlev og Sulsted.

Sammenligning med yderligere danske måleoplande

Der er gennemført målinger af regnbetingede udledninger fra fællessystemer i flere oplande end de 6, der er omfattet af denne undersøgelse. Som eksempler kan nævnes Frejlev (12 hændelser) og Sulsted (9 hændelser) i Nordjylland (PH-Consult, 1994, 1998). Middelverdier for hhv. SS og COD er i figur 6.2 for disse to oplande sammenlignet med variationsområderne for de udenlandske og danske undersøgelser. I begge tilfælde er prøvetagningen foretaget i overløbet, men det vurderes, at opspædningsgraden er så stor, at dette kun har ringe betydning. Afløbssystemet i Frejlev ligger for en væsentlig del med et forholdsvist stort fald, hvilket giver sig udslag i de forholdsvist lave middelkoncentrationer. I Sulsted ligger afløbssystemet generelt med et forholdsvist ringe fald, hvilket giver sig udslag i højere *middelkoncentrationer*. Disse eksempler illustrerer betydningen af afløbssystemets karakteristika og understreger begrænsningen ved at tage udgangspunkt i typiske stofkoncentrationer ved beregning af stofafstrømning fra afløbssystemer.

6.2 Modeller til forklaring af variation under og mellem hændelser

På baggrund af de danske data er udviklet simple regressionsbaserede modeller, der kan beskrive 20-50% af variationen af *HMK*. I amerikanske undersøgelser (Tasker & Driver, 1988; Driver & Tasker, 1990) er udviklet tilsvarende simple modeller, der kan beskrive en tilsvarende del af variationen i *NURP* materialet. Der er en så betydelig residual variation, at beregningsresultater baseret på disse modeller kun vil være en beskedent forbedring i forhold til at benytte typetal, når formålet er beregning af årsafkastninger på amts- eller landsbasis. Nedbørens regionale fordeling forventes at være mere betydningsfuld end den variation af *SMK*-verdier, der kan forklares af disse modeller.

Det er på baggrund af udenlandske data vist, at der for givne data fra fraktionerede prøver kan opbygges modeller for afstrømningen, der har en langt mindre residual variation for et givet opland (Hemain, 1986). Det forventes, at tilsvarende modeller kan opbygges baseret på de danske data, omend det ikke har været muligt inden for rammerne af dette projekt.

7 Konklusion og anbefaling

7.1 Brug af typetal

Betydning af nye måleoplande

Inddragelse af viden fra 3 nye danske måleoplande har fordoblet informationsgrundlaget men har ikke afgørende ændret ved de anbefalede typetal for afstrømningen fra typiske oplande. Der er derimod genereret en viden om, hvornår der er vigtige undtagelser fra de typiske oplande. De to vigtigste undtagelser er følgende:

1. I oplande med flade strækninger med dårligt vedligeholdte ledningsstrækninger og kendte sedimentationsproblemer kan stofkoncentrationerne være væsentlig højere end de normalt anvendte typetal.
2. Der sker væsentlige ændringer af koncentrationerne i overvandet mellem regnhændelser og i løbet af de enkelte regnhændelser.

Undtagelser fra de generelle typetal

Den første undtagelse er næppe overraskende og har i praksis begrænset indflydelse på beregninger i forbindelse med de nationale overvågningsprogrammer; der er andre usikkerheder og modelfejl, der kan medføre fejl af tilsvarende størrelsesorden.

Den anden undtagelse er mere kritisk. Den har betydning for hele konceptet bag beregningerne med typetal, bl.a. fordi antagelsen om opblandingsforhold i afløbssystemer, bygværker og bassiner bliver kritiske for beregninger af aflastede stofmængder. Derfor er der i nærværende bearbejdning for hver stoftype anbefalet flere typetal, afhængigt af problemstillingen og oplandets struktur.

Begge forhold er bekræftet af bearbejdningen af danske data samt den internationale litteratur på området.

Det er rimeligt at antage, at efterhånden som der bliver flere måleoplande, kan der udvikles en matrice med flere og flere sæt typetal. Matricen kan i værste fald blive af samme størrelsesorden som antallet af måleoplande, hvorved man i praksis har opgivet typetal som paradigme.

Nye målinger skal fokusere på afvigelser

Derfor bør eventuelle nye målinger være rettet mod muliggørelsen af et paradigmeskift for bestemmelse af overvandskoncentrationer. I nogle situationer, såsom amtskommunale og nationale overvågningsprogrammer, vil typetal være en passende detaljeringsgrad. I andre tilfælde, primært i forbindelse med valg mellem lokale rensetiltag og bassinudbygninger, kan en bedre beskrivelse af variationer af stofindholdet under afstrømningen føre til helt andre løsningstiltag som værende optimale, f.eks. bygværker og bassiner med renseeffekt.

7.2 Typetal for danske forhold

På baggrunden af bearbejdning af de danske måledata foreslås typiske hændelsesmiddelkoncentrationer som angivet i tabel 7.1. Der er ikke fundet anledning til at ændre disse tal på baggrund af den internationale litteratur.

Tabel 7.1

Typiske hændelsesmiddelkoncentrationer for overvand i oplande uden sedimentationsproblemer. Voluminet der henvises til er opmagasineringsvolumenet i afløbssystemet.

	Off-line volumen i afløbssystem under 3-5 mm		Off-line volumen i af- løbssystem over 3-5 mm
	Ekstremlastn.	Årsbelastning	Årsbelastning
P (mg/l)	Ikke relevant	2-3	1,5-2,0
N (mg/l)	Ikke relevant	10	3-7
COD (mg/l)	130-160	160	100-140
SS (mg/l)	150-200	150-200	100-150

First flush er indarbejdet i nye typetal

I tabellen skelnes der mellem afløbssystemer med off-line volumen hhv. under og over 3-5 mm, således at de laveste koncentrationer optræder, når der er magasineringsvolumen tilstede. Dette skyldes, at der generelt er forhøjede koncentrationer i de første mm regnafstrømning, dvs. first flush. De lavere koncentrationer af COD for ekstremlastninger skyldes samme effekt.

I forhold til de hidtidige typetal (Miljøstyrelsen, 1990b) er koncentrationerne af SS og COD for systemer uden magasineringsvolumen opjusteret en smule ved at inddrage de nye måleoplande. Der er ikke belæg for at ændre værdierne for N og P.

Højere typetal for oplande med stor sedimentation

For oplande, hvor der er begrundet mistanke om sedimentationsproblemer, anbefales det på baggrund af rapportens detaljerede resultater at vurdere, om der skal anvendes højere typetal end angivet i tabellen.

7.3 Arealenhedstal for danske forhold

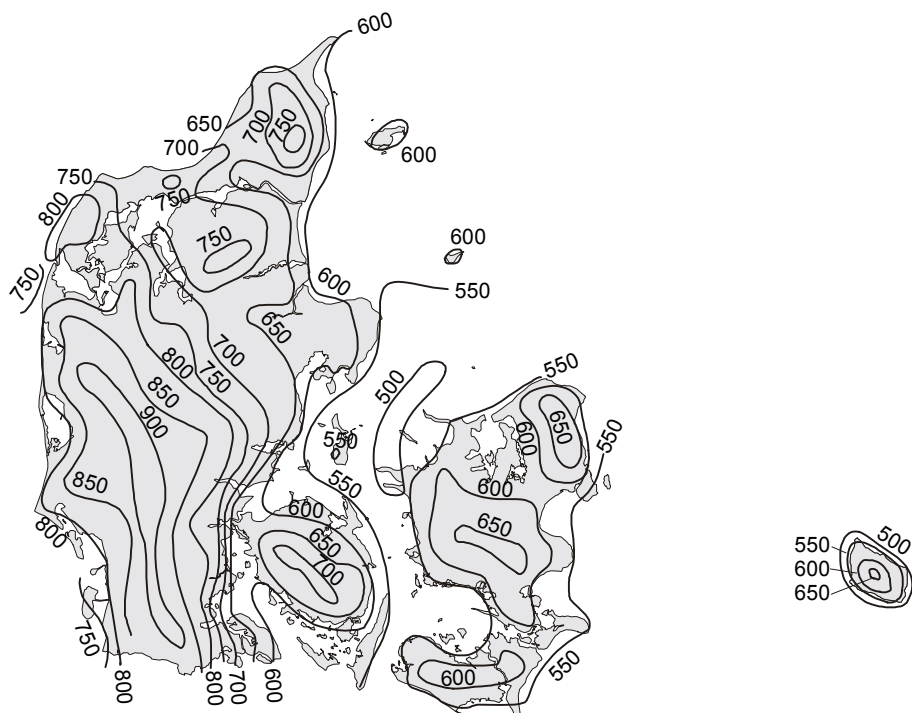
Regional variation af ekstremregn i Danmark

Den nyeste viden om regional variation af ekstremregn i Danmark (SVK, 1999) påpeger, at aflastninger fra afløbssystemer i store træk varierer regionalt svarende til variationen i årsmiddelnedbør. Årsmiddelnedbørens fordeling er vist i figur 7.1. Desuden er der en tendens til, at aflastningerne er kraftigere i Københavnsområdet end i resten af landet.

Den nye viden om regional variation af ekstremregn samt de reviderede typetal angivet i tabel 7.1 forhindrer fortsat anvendelse af de arealenhedstal, der blev opgivet i Miljøstyrelsen (1990b). For at illustrere betydningen af den nye viden er der beregnet nye arealenhedstal for 4 situationer: Et område i hhv. udenfor Københavnsområdet med hhv. lav og høj årsmiddelnedbør. Beregningerne er som tidligere gennemført ved hjælp af SAMBA-programmet, og der gennemført beregninger for 4 udvalgte regnseregier fra Spildevandskomiteens regnmålersystem. Tabel 7.2 angiver de øvrige beregningsforudsætninger, som er uændrede i forhold til Miljøstyrelsen (1990b).

Opdatering af arealenhedstal

De beregnede arealenhedstal er angivet i tabel 7.3 – 7.6. Tabellerne kan benyttes til opgørelse af aflastninger fra et bygværk, hvorfra der ikke forefindes opstrøms bygværker og til opgørelse af den samlede aflastning fra et område, hvor afløbssystemet ikke har divergent afstrømning og hvor bygværkerne har en faldende hydraulisk kapacitet i nedstrøms retning.



Figur 7.1
 Årsmiddelnedbørens fordeling i Danmark baseret på nedbørsnormaler fra perioden 1961-90. Optegnet efter (Frich et al., 1997).

Tabel 7.2

Forudsætninger for beregninger af arealenhedstal.

Initialtab	0,6 mm
Antal PE pr. ha	40 PE /ha = 133 PE /red.ha
Spildevandsmængde incl infiltration	375 l/PE/d
Afløbstid	20 minutter
COD i Spildevand	320 mg/l
COD i overvand, 0-2 mm	160 mg/l
COD i overvand, 10 mm	100-140 mg/l
N i Spildevand	43 mg/l
N i overvand, 0-2 mm	10 mg/l
N i overvand, 10 mm	3-7 mg/l
P i Spildevand	13 mg/l
P i overvand, 0-2 mm	2,5 mg/l
P i overvand, 10 mm	1,5-2,0 mg/l

*Sammenligning med
 hidtidige arealenhedstal*

I figur 7.2 er arealenhedstallene fra tabel 7.3 – 7.6 sammenlignet med de arealenhedstal, der hidtil har været benyttet (Miljøstyrelsen, 1990b), og som er baseret på Odense-regnserien. De brede intervaller skyldes variationer i observerede stofkoncentrationer mellem forskellige oplande, variationer i stofkoncentrationer afhængigt af det tilstedeværende magasineringsvolumen og den regionale variation af ekstremregnen.

Tabel 7.3. Middelværdier for en årsmiddelnedbør på omkring 550 mm i oplande udenfor København. SVK-måler 31401 Nakskov er benyttet til udregningerne.

Afløbstal ($\mu\text{m/s}$)	Aflastet volumen ($\text{m}^3/\text{red.ha}/\text{år}$)			Antal aflastninger (år^{-1})			Total-N ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			Total-P ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			COD ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)		
	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10
	Bassinvolumen (mm)														
0,1	2800	1500	400	130	37	5	36	19	2,3-3,8	9,5	4,9	0,9-1,1	486	257	47-62
0,3	1600	780	190	99	20	3	19	8,8	0,8-1,5	5,0	2,3	0,36-0,45	278	129	21-28
1,0	520	240	48	29	6	0,8	5,6	2,6	0,18-0,37	1,4	0,65	0,08-0,11	85	40	5-7

Tabel 7.4. Middelværdier for en årsmiddelnedbør på omkring 800 mm i oplande udenfor København. SVK-måler 26091 Haderslev Pumpestation er benyttet.

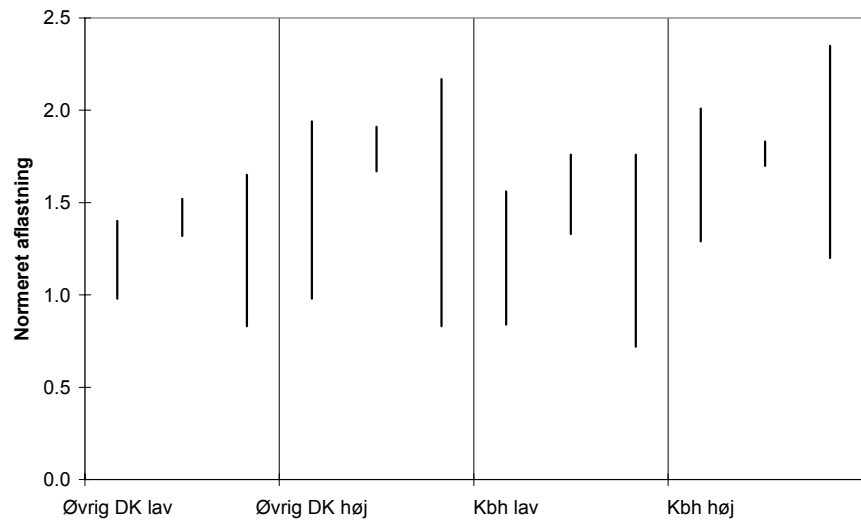
Afløbstal ($\mu\text{m/s}$)	Aflastet volumen ($\text{m}^3/\text{red.ha}/\text{år}$)			Antal aflastninger (år^{-1})			Total-N ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			Total-P ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			COD ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)		
	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10
	Bassinvolumen (mm)														
0,1	3500	2000	580	150	43	8	45	26	3,7-5,8	12	6,7	1,4-1,7	610	350	69-89
0,3	2100	1000	200	110	26	3	25	12	0,9-1,7	6,5	3,0	0,39-0,49	360	170	22-31
1,0	620	280	48	38	7	0,9	6,7	2,9	0,17-0,36	1,7	0,7	0,08-0,10	100	45	5-7

Tabel 7.5. Middelværdier for en årsmiddelnedbør på omkring 575 mm i oplande i det østlige København. SVK-måler 30351 Tårnby Pumpestation 4 er benyttet.

Afløbstal ($\mu\text{m/s}$)	Aflastet volumen ($\text{m}^3/\text{red.ha}/\text{år}$)			Antal aflastninger (år^{-1})			Total-N ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			Total-P ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			COD ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)		
	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10
	Bassinvolumen (mm)														
0,1	3200	1800	470	140	43	6	42	23	2,8-4,5	11	6	1,1-1,3	560	310	54-72
0,3	1900	880	190	100	24	2	22	10	0,8-1,5	5,8	2,6	0,36-0,45	320	150	20-28
1,0	510	220	41	32	6	0,6	5,6	2,4	0,15-0,32	1,4	0,6	0,07-0,09	84	36	4-6

Tabel 7.6. Middelværdier for en årsmiddelnedbør på omkring 650 mm i oplande i det vestlige København. SVK-måler 30321 Rødovre Vandværk er benyttet.

Afløbstal ($\mu\text{m/s}$)	Aflastet volumen ($\text{m}^3/\text{red.ha}/\text{år}$)			Antal aflastninger (år^{-1})			Total-N ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			Total-P ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)			COD ($\text{kg}/\text{red.ha}/\text{år}$)		
	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10	0	2	10
	Bassinvolumen (mm)														
0,1	3400	1900	600	140	43	6	43	24	3,5-5,7	11	6,3	1,4-1,7	580	330	69-90
0,3	2000	990	280	110	24	3	24	11	1,2-2,3	6,2	2,9	0,53-0,66	340	170	30-40
1,0	600	290	69	34	7	1	6,5	3,0	0,25-0,52	1,7	0,76	0,12-0,15	99	47	7-10



Figur 7.2

Variationen i volumen- og stofafkastninger jf. de nye arealenhedstal i forhold til tidligere beregninger. Første linie i hver region repræsenterer det aflastede volumen, anden linie repræsenterer COD-aflastningen for små bassinvoluminer (0-2 mm), og tredje linie repræsenterer COD-aflastningen for store bassinvoluminer (10 mm).

Det ses, at der generelt er tale om større aflastede mængder af såvel volumen som stof. Dette er i overensstemmelse med amternes afrapportering for punktkilder (Miljøstyrelsen, 1999), hvor der er korrigeret for en generelt øget regnafstrømning sammenlignet med de hidtidige arealenhedstal.

Der gøres opmærksom på, at tabel 7.3 - 7.6 samt figur 7.2 illustrerer variationen i volumen- og stofafstrømning på landbasis grundet den regionale variation i nedbørsmønstret som angivet i (Spildevandskomiteen, 1999). Tabel 7.5 og 7.6 gælder specifikt for Københavnsområdet, mens tabel 7.3 og 7.4 gælder for resten af landet udenfor København.

Hver tabel er beregnet med udgangspunkt i en regnserie, der er vurderet repræsentativ for den pågældende region (København vest og øst hhv. resten af landet udenfor København) og årsmiddelnedbør. Det betyder i praksis, at kun tabel 7.4 (årsmiddelnedbør=800 mm) er relevant for Jylland, hvor årsmiddelnedbøren jf. figur 7.1 varierer mellem 600 og 900 mm. Tabellerne kan altså kun skønsmæssigt bruges til at angive aflastninger på vilkårlige lokaliteter i Danmark. Det er muligt at etablere lettilgængelige regneark til mere præcis beregning af aflastninger på enhver lokalitet i Danmark, men det vil som antydnet i afsnit 8.1 kræve yderligere databearbejdning.

8 Perspektiver for den videre udvikling

8.1 Nye simple beregningsværktøjer

Som omtalt i afsnit 2.2 kan de hidtidige beregningsværktøjer, dvs. arealenhedstal i (Miljøstyrelsen, 1990b) og diagrammer i (SVK, 1984) ikke fortsat anvendes uden korrektioner i forhold til det regionale nedbørsmønster. Dette skyldes, at de er udarbejdet på baggrund af Odense-regnserien, der giver udpræget lave aflastningsvolumener i de fleste tilfælde (SVK, 1999). Desuden tager metoderne umiddelbart ikke højde for betydningen af first flush fænomenet, som det er fortolket i anbefalingen, kapitel 7.

Nye arealenhedstal

Der er beregnet nye arealenhedstal på baggrund af historiske regnserier fra Spildevandskomiteens Regnmålersystem og de anbefalede typetal. De beregnede arealenhedstal er gældende for typiske oplande, men alligevel er det nødvendigt med 4 gange så mange tabeller som hidtil, forårsaget af variationen af nedbørsmængder og typetal for stofkoncentrationer. Det er med den nuværende bearbejdning og de tilgængelige måledata ikke realistisk med yderligere detaljeringsgrad for arealenhedstal.

Avancerede manuelle beregningsmetoder

Som omtalt i afsnit 2.1 er den nuværende avancerede manuelle beregningsmetode baseret på følgende udtryk

$$M_a = V_a C_a = V_a \frac{C_{\text{spildevand}} + m_{\bar{a}} HMK}{1 + m_{\bar{a}}} \quad (8.1)$$

hvor V_a er det aflastede vandvolumen med den gennemsnitlige stofkoncentration C_a , og $m_{\bar{a}}$ er det gennemsnitlige blandingsforhold mellem overvand og spildevand i det aflastede volumen. V_a og $m_{\bar{a}}$ kan på basis af forud beregnede kurver i Spildevandskomiteens skrift nr. 21 (SVK, 1984) findes som funktion af det konkrete afløbssystems afløbstal og bassinvolumen. Kurverne er konstrueret på baggrund af beregninger med Odense-regnserien som regninput.

Med den nuværende viden er det erkendt, at V_a , $m_{\bar{a}}$ og C_a vil variere som funktion af såvel afløbstal, bassinvolumen, årlig middelnedbør og nedbørsregion. Med disse variable indbygget som korrektionsfaktorer vil det være muligt at lave beregninger af de aflastede stofmængder på årsbasis. Det vil imidlertid ikke være realistisk og praktisk at udarbejde kurvesamlinger på samme måde som hidtil.

Et mere tidssvarende værktøj kunne være et regneark til beregning af aflastede volumen- og stofmængder på årsbasis og som ekstremhændelser baseret på de forklarende variable. Den underliggende model for beregningerne kunne være som skitseret i formel (8.1), men det vil sandsynligvis være mere hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i en mere generel modelformulering som den, der er benyttet til at modellere ekstremregn i Danmark (SVK, 1999). I denne model er det muligt at inkludere væsentlige usikkerheder og korrelationer på inputsiden og vurdere usikkerhederne på de beregnede værdier. Et sådant regneark vil erstatte brugen af arealenhedstal.

8.2 Nyt paradigme for modelberegninger

Et nyt paradigme vil bevæge sig fra identifikation af typiske koncentrationsniveauer for kombinationer af oplandskarakteristika, bassintyper og –volumener etc. til typiske proceskonstanter og typiske parameterverdier. Man kan forestille sig, at der er behov for opbygning af en modelstruktur, der udover typetal skal kunne beskrive tre processer: 1) opbygning og erosion af stof i forbindelse med afstrømning fra oplandet, 2) Fordelingen af stof i overløbsbygværket, og 3) sedimentation i bassiner.

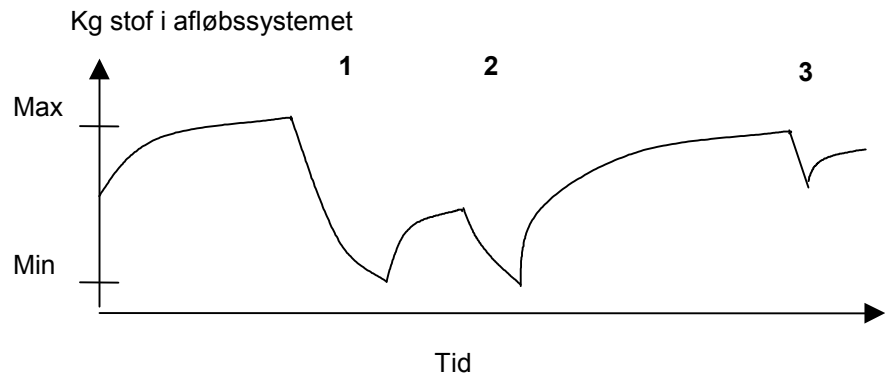
En så detaljeret modelbeskrivelse har kun mindre relevans i forbindelse med det nationale overvågningsprogram. Her er de helt dominerende usikkerheder de tilknyttede arealer og koncentrationsniveauer. Men ved mere detaljerede lokale undersøgelser, hvor der skal ske udbygninger af afløbssystemet, kan en mere detaljeret modelstruktur for afstrømningen i afløbssystemet ændre på, hvilken kombination af tiltag, der er optimal i valget mellem tilbageholdelse, lokal og central rensning. Endelig er behovet for mere nøjagtige stofafstrømningsmodeller aktualiseret af udviklingen på sensor-området, hvor det i dag er muligt at få pålidelige estimater på den øjeblikkelige stofafstrømning på baggrund af on-line målinger.

8.2.1 Afstrømning fra oplandet

Opbygning og afrivning af sedimenter på overflader og i afløbssystemer kan beskrives på mange niveauer. Det mest detaljerede niveau er angivelse af fraktioner af partikelstørrelser for alle stof typer og derefter regne på forskydningsspændingen for partikler og på opbygning og afrivning af biofilm på alle rørstrækninger for lange tidsserier. Dette niveau er dog urealistisk. Beregningerne vil i sig selv være tidskrævende, men nok så væsentligt er det, at det i praksis ikke er økonomisk rentabelt (hvis overhovedet muligt) at tilvejebringe de målinger, som skal bruges til at kalibrere modellen med. Det understreges, at modeller til rutinemæssig brug ved beregning af årsafstrømning ikke bør være mere detaljerede end svarende til det informationsgrundlag, der findes i måledata.

Det skønnes at være realistisk at modellere opbygningen i tørvejr og resuspensionen i regnjejr som simple 1. ordens processer som skitseret på figur 8.1. På figuren er angivet et niveau for maximum og et niveau for minimum mængde af stof i afløbssystemet. Maximum angiver det niveau, hvor alle lunger mv. er fyldt med sedimenter, der ikke udvaskes af tørvejsafstrømningen, og rørsiderne er bevokset med biofilm, mens minimum angiver det niveau, hvor alt resuspenderbart materiale er udskyllet. For hele oplandet benyttes derfor maksimalt 4 parametre for hver stofkomponent; to for niveauer og to 1. ordens konstanter. Ved at sætte de to niveauer til samme værdi opnås samme beregning som hidtil.

Modellen vil være i stand til konceptuelt at beskrive den observerede variation, se figur 8.1. Regnhændelse 1 er stor og indtræffer efter en længere tørvejsperiode. Derfor er regnhændelsen tydeligt influeret af first flush. Regnhændelse 2 indtræffer kort efter og der er derfor kun opbygget et lille depot af stoffer i afløbssystemet. Hændelsen er derfor uden større koncentrationsændringer og *HMK* er lav. Hændelse 3 er en lille regn efter en længere periode med tørvejr. Der er stadig meget stof i systemet ved regnens ophør, og derfor er der ingen større koncentrationsændringer indenfor hændelsen. *HMK* for hændelse 3 er dog væsentligt højere end for hændelse 2.



Figur 8.1

Konceptuel model for opbygning af sedimenter i afløbssystemet under tørvejr og afrivning under regn. Numrene indikerer regnhændelser.

8.2.2 Fordeling i bygværket

Der er i tidligere arbejder implicit antaget, at et bygværk er på nogle få kubikmeter. Dermed er der under kraftige regn så turbulente forhold i bygværket, at det med rimelighed kan antages at være ideelt opblandet.

I nogle bygværket tilstræbes det dog at skabe rolige strømningsforhold, hvorved der vil være en vertikal koncentrationsgradient. Højden på overløbskanten har dermed en vis indflydelse på overløbskoncentrationerne. Man kunne modellere denne sammenhæng ved at angive overløbskoncentrationen som en fast procentsats af koncentrationen i indløbet. Derved sikres en kompatibiliteten bagud, idet en procentsats på 100 svarer til de nuværende beregninger.

8.2.3 Sedimentation i bassiner

De fleste bassiner skal efter regnhændelser renses for en større mængde sedimenter, hvilket viser, at sedimentation forekommer hyppigt. Strømnings- og dermed opblandingsforholdene har stor betydning for, hvor stor sedimentationen er i hvert enkelt tilfælde. Sammenhængen er dårligt belyst af danske målinger, men i f.eks. England er der mange erfaringer med udførning af bassiner. Man kan i en konceptuel model modellere sedimentationen for den partikulære fraktion af den pågældende stoftype og angive en sedimentationshastighed for denne fraktion. Ved at angive en sedimentationshastighed på nul opnås samme beregninger som hidtil.

8.2.4 Opsamling

I de foregående afsnit er skitseret et modelkompleks, der vil være en kraftig udvidelse af mulighederne for at adskille stofafstrømningen fra volumenafstrømningen. Det nuværende datamateriale kan benyttes til en første beskrivelse af afstrømningen i oplandene, dog med det forbehold, at der kun er få hændelser fra kun to oplande med fraktioneret prøveudtagning og dermed usikkerhed mht. den generelle gyldighed af resultaterne. Litteraturundersøgelsen har vist, at der er lavet lignende målinger i andre lande, hvorfra man muligvis vil kunne benytte data til verifikation af modelstruktur og parameterestimer.

Før konceptet udvikles og implementeres er der behov for yderligere målinger i Danmark, især i oplande, hvor der måles på flere stofstrømme i fordelerbypværket med fraktioneret prøveudtagning. Det er i næste afsnit skitseret, hvorledes et sådant prøveprogram kan designes.

8.3 Målinger og bearbejdning

8.3.1 Nye måleoplande

Udvælgelsen af måleoplande og målemetoder er beskrevet i Miljøstyrelsen (1990b). For bedre at kunne identificere forskelle mellem oplande bør det sikres, at forskellige typer af oplande inddrages i undersøgelsen. Den nuværende viden tyder på, at det primært er ledningssystemet, der har betydning for variationen i koncentrationer af de stof typer, der her er fokuseret på (N, P, COD og SS). Ved udvælgelsen bør viden om fysisk indeks og kendte sedimentationsproblemer indhentes, ligesom de vigtigste ledningsstrækninger bør inspiceres med TV.

Det er endvidere centralt for udvikling af et mere detaljeret koncept, at der måles på flere stofstrømme omkring et bygværk. Det ideelle er at måle på såvel tilløb, overløb og afløb; den mindst vigtige måling er vandføringen i afløbet, da den med god nøjagtighed kan bestemmes ud fra vandstanden i bygværket.

Man bør vælge oplandene, så overløb fra både off-line og in-line bassiner analyseres. Det er centralt for den videre udvikling, at prøverne udtages flowproportionalt og fraktioneret på samme tidspunkt for alle målepunkter i bygværket. Der bør være selvstændige analyser for fraktioner på maksimalt 2 mm for de første 6 mm afstrømning; derefter kan der benyttes en grovere fraktionering. Endelig bør det sikres, at der skaffes et repræsentativt udvalg af store og små regn. Efter en kontinuert måleperiode kan man eventuelt lade være med at analysere nogle regnhændelser, som skønnes at være repræsenteret i det hidtidige måleprogram.

Der bør endvidere udvælges et målested nedstrøms i et større afløbssystem for at sikre data til verifikation af beregningerne. Målestedet kan med fordel vælges nedstrøms for et andet målebygværk. Endelig kan der med fordel etableres et måleprogram, der analyserer strømnings- og sedimentationsforhold i bassiner.

8.3.2 Forbedret databearbejdning

Det er muligt at opstille og estimere den i afsnit 8.2.1 skitserede model på baggrund af de allerede udførte målinger. Modelstrukturen bør primært identificeres på baggrund af de fraktionerede prøver fra Soldalen med støtte fra målingerne fra Hasseris. Men modelstrukturen kan afprøves også på oplandene uden fraktionerede prøver, specielt hvis afstrømningshydrograferne kan fremskaffes for de gamle måleoplande. I bearbejdningen bør der lægges stor vægt på usikkerheden og identificerbarheden af modelstrukturen.

9 Litteraturliste

ATV (1992): *A128: Standards for the dimensioning and design of storm-water structures in combined sewers*. Abwassertechnische Vereinigung, Hennef, Tyskland. UDC 628.211.628.258

Bertrand-Krajewski, J-L, Chebbo, G. and Saget, A. (1998): *Distribution of Pollutant Mass VS Volume in Stormwater Discharges and the First Flush Phenomenon*. Water Research, 32, 8, 2341-56.

Deletic, A. (1998): *The First Flush Load of Urban Surface Runoff*. Water Research, 32, 8, 2462-70.

Driver, N.E. and Tasker, G.D. (1990): Techniques for estimation of storm-runoff loads, volumes, and selected constituent concentrations in urban watersheds in the United States. US Geological Survey Water Supply paper 2363.

Ellis, J.B. (1986): *Pollutional aspects of urban Runoff*. NATO ASI Series. Vol G10, 1-38. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

Field, R. (1984): *The USEPA Office of Research and Developments view of Combined Sewer Overflow*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage - Göteborg: Chalmers University of Technology, Vol.4, 1333-56.

Frich, P.; Rosenørn, S.; Madsen, H.; Jensen, J.J. (1997): *Observed precipitation in Denmark, 1961-90*. Danish Meteorological Institute, Technical Report 97-8.

Geiger, W.F. (1986): *Variation of combined runoff quality and resulting pollution retention strategies*. TNO Committee on Hydrological Research, Vol. 1, 71-91. Wageningen, The Netherlands.

Gromaire-Mertz, M.C., Chebbo, G. and Saad, M. (1998a): *Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris*. Water Science and Technology, 37, 1, 35-43.

Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., and Chebbo, G. (1998b): *Characterization of runoff pollution in Paris*. 3rd Int. Conf. NOVATECH, Lyon, France: Vol.1, 29-37.

Gupta, K. and Saul, A.J. (1996): *Specific Relationships for the First Flush Load in Combined Sewer Flows*. Water Research, 30, 5, 1244-52.

Göettle, A (1978): Ursachen und mechanismen der regenwasserver-schmutzung. Ein beitrag zur modellierung der abflussbeschaffenheit in städtischen gebieten. Institut für Bauingenieurwesen V, TU München, Deutschland (Berichte aus wassergütewirtschaft und gesundheitsingenieur-wesen, Nr. 23).

Harremoës (1988): *Stochastic models for estimation of extreme pollution from urban runoff*. Water Research, 22, 1017-1026.

- Hemain, J.C. (1986): *Statistically based modelling of urban runoff quality: State of the art*. In: *Urban Runoff Pollution*, Torno, H.C., Marsalek, J., and Desbordes, M. (ed.). NATO ASI Series, G10. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- IAWQ (1996): *Solids in Sewers: State of the Art*. IAWQ, London.
- Larsen, T., Broch, K. og Andersen, M.R. (1998): *First flush effects in an urban catchment in Aalborg*. *Water Science and Technology*, 37, 1, 251-257.
- Miljøstyrelsen (1990a): *Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning*. Miljøprojekt 136. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1990b): *Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb*. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1997a): *Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer*. Miljøprojekt nr. 355. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1997b): *Det intensive måleprogram for de regnvandsbetingede udløb*. Arbejdsrapport nr. 43. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1999): *Punktkilder 1997*. Miljøstyrelsen, København. ISBN 87-7909-162-8.
- PH-Consult (1994): *Udledning under regn til vandløb i Aalborg Kommune - område vest, fase C*, pp 30.
- PH-Consult (1998): *Måledata for sommeren 1997 - Hasseris å, Guldbækken og Kjærs Mølle å samt sidetilløb til Lindholm å*, pp 30.
- Pitt, R. (1999): *Information about the NURP database (personal communication)*.
- Saget A., G. Chebbo, and Jean-Luc Bertrand-Krajewski. (1996). *The First Flush in Sewer Systems*. *Water Science and Technology Vol.33(No.9)* 101-108.
- Saget, A., Gromaire-Mertz, M.C., Deutsch, J.C., and Chebbo, G. (1998): *Extent of Pollution in Urban Wet Weather Discharges*. BHS Int. Conference on "Hydrology in a Changing Environment", Exeter, UK:
- Sansalone, J.J.; Buchberger, S.G. (1997): *Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water*. *Journal of Environmental Engineering*, Vol, 123, No. 2, 134-143.
- Smullen, T.; Shallcross, A.L.; Cave, K.A. (1999): *Updating the U.S. Nationwide Urban runoff quality data base*. *Water Science and Technology*, 39(12), 9-16.
- SVK (1984): *Recipientbelastning fra overløbsbygværker*. Dansk Ingeniørforening, Spildevandskomitéen, Skrift 21. Tekst og Tryk, København.

SVK (1999): *Regional variation af ekstremregn i Danmark*. Ingeniørforeningen i Danmark, Spildevandskomitéen, Skrift 26. Tekst og Tryk, København.

Tasker, G.D. og Driver, N.E. (1988): *Nationwide regression models for predicting urban runoff water quality at unmonitored sites*. Water Resources Bulletin, 24 (5), 1091-1101.

USEPA (1983): *Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program*. Washington, D.C. 20460: Water Planning Division - U.S. Environmental Protection Agency,

VanBuren, M. A., Watt, W.E., and Marsalek, J. (1997): *Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters*. Water Research, 31(1), 95-104.

Bilag A

Literature review of pollutant concentrations in combined sewage

1	INTRODUCTION	55
1.1	BACKGROUND	55
1.2	TARGET OF THE REVIEW	55
1.3	INFORMATION SOURCES.....	55
2	PROCEDURES FOR PREDICTING STORMWATER POLLUTANT LOADS	57
2.1	TYPES OF METHODS	57
2.2	DEFINITION OF THE EMC AND SMC	58
2.3	POLLUTANT CONCENTRATIONS IN SEPARATED AND COMBINED SEWER SYSTEMS.....	58
2.4	SIMPLE PROCEDURES FOR ESTIMATING POLLUTION RUNOFF	59
2.5	DISCUSSION	60
3	STRUCTURE AND QUALITY OF MEASUREMENT PROGRAMS.....	63
4	CONCENTRATION LEVELS REPORTED IN INTERNATIONAL INVESTIGATIONS	67
4.1	DUTCH STUDY IN LOENEN, ETC., 1986	67
4.2	GERMAN STUDY IN MUNICH-HARLACHING, ETC., 1977	68
4.3	COLLATION STUDY FROM UNITED KINGDOM, 1985.....	70
4.4	CANADIAN STUDY IN ONTARIO, 1980TIES	71
4.5	FRENCH MEASUREMENT PROGRAMMES	72
4.6	NORWEGIAN STUDY IN OSLO, 1974.....	73
4.7	MEASUREMENT PROGRAMS IN THE UNITES STATES.....	74
5	EXPLAINING THE VARIATION OF EMC'S AND SMC'S	77
5.1	VARIATION OF EMC- AND SMC-VALUES.....	77
5.2	DISTRIBUTION OF EMC-VALUES	79
5.3	CORRELATION WITH EVENT AND CATCHMENT CHARACTERISTICS	80
6	CONCLUSIONS.....	83
7	REFERENCE LIST	85

1 Introduction

1.1 Background

The Danish National Authorities recommend three standard methods of increasing complexity for the calculation of urban runoff pollution loads, ranging from using area unit pollution loads to using long historical rain series and the SAMBA module in the MOUSE package. Common for these methods is the concept of event mean concentrations (EMC's), i.e. that the pollutant concentration in the runoff is assumed to be independent of the size and distribution of the rain volume and also independent of the characteristics of the catchment such as size, storage capacity, maintenance etc.

Data from recent measurements question these assumptions (Miljøstyrelsen, 1997). During two summer periods runoff from six catchments has been measured. The preliminary analysis of the data showed significant differences between the hydrograph and the pollutograph, and the calculated event mean concentrations were significantly higher than what was previously observed.

In appendix B of this report the Danish data is processed more closely using modern statistical methods. The purpose of this appendix (A) is to review the available international investigations on the same issue, as basis for assessing the results from analyzing the Danish data. Results from the literature review and the data processing are compared in the main report.

1.2 Target of the review

The core of the literature review is to assess levels of EMC's in stormwater discharges from combined sewer systems. Of particular importance is the variation of average EMC's from different sites in different regions and countries, e.g. the variation of site mean concentrations (SMC's). On top of this comes other issues related to the use of these EMC's for calculation of urban runoff pollution loads. The purpose can thus be divided into the following tasks

- To review procedures for prediction of pollution loads from knowledge about rainfall, catchment characteristics and SMC's.
- To review the major international investigations where pollution runoff from combined sewer systems has been measured and where EMC's have been calculated.
- To review to what extent the variation of EMC's (between events) and SMC's (between catchments) can be explained by correlation with characteristics related to the runoff events and catchments.

Focus is on suspended solids (SS), organic matter (COD) and nutrients (N and P) but other pollutants will be included where they are available.

1.3 Information sources

The following two information sources available at DTU through the Technical Knowledge Center were systematically searched for relevant literature:

Bilag A: Literature review

- *The web of Science* is the web version of Science Citation Index and indexes about 5.600 journals since 1990 worldwide.
- *Cambridge Scientific Abstracts Internet Database Service* contains in addition to journal papers also conference proceedings, books and technical reports since 1981.

More than 6000 references were found using the following search profile

(stormwater) or (storm water)
cso* or combined sewer overflow*
urban runoff* or urban run-off*
(first flush) or (first foul flush) or (foul flush)
rain and pollution and (discharge* or load* or emission*)
rain and pollution and (runoff* or run-off*)
wet weather and (discharge* or load* or pollution or emission)
emc or (event mean concentration).

However, only a minor part of these references were relevant to the project. After importing the references in the literature database program *Reference Manager 8.0 for Windows 95* they were manipulated in different ways, including visual inspection of on-line abstracts, finally leading forward to a selection of about 90 references of some relevance to the project.

This limited number of references illustrates that technical reports from national and regional sources are not commonly included in such databases and that there was no strong tradition until recently among researchers of urban drainage to publish results in international forums. Some of the major international measurement programs have only been published in national technical reports and these have not generally been available during the project.

To complement the literature search publications collected at DTU and AAU during the past years (books, reports, conference proceedings and journal papers) were added to the material scanned in detail. This increased the information level significantly as far as conference proceedings and technical report goes.

The reference list covers all the references cited in the text but references only to the general subject are not included.

2 Procedures for predicting stormwater pollutant loads

2.1 Types of methods

Three levels of detail

A large variety of methods exist for estimating pollution runoff loads from urban areas. In this review we distinguish between the following three levels of detail

1. Area unit pollution loads, i.e. tables stipulating loads of different pollutants in e.g. kg/(ha year).
2. Simple procedures that predict pollution loads from knowledge about rainfall, catchment characteristics and average pollutant concentrations.
3. Simulation models that describe both rainfall-runoff and pollution transport processes.

This discrimination in three levels is consistent with the three levels of calculation methods proposed by the Danish EPA (Miljøstyrelsen, 1990b).

Level-1: Area unit pollution loads

Many authors stipulate areal unit pollution loads for different pollutants and catchment types, e.g. (Novotny, 1991, 1992). However, such values are calculated based on measured data from local sampling stations and subjective judgments are sometimes applied widely in this process. Direct transfer of unit pollution loads to catchments with other climatic and societal conditions may be questionable and we thus choose not to assess this type of information in the review.

Level-2: Simple procedures

Numerous simple procedures for predicting pollution loads from knowledge about rainfall, catchment characteristics and average pollutant concentrations exist. They are either empirical regression models or equations that in a simplified manner represent the hydrological processes and the average pollutant concentration in the runoff water. The regression models may give valuable information about features governing the variation between storm events and between catchments, and the major part of the review will thus be devoted to such procedures.

Level-3: Simulation models

Regarding simulation models, a large number of different models exist on the international market, involving different levels of complexity in the description of hydrologic and pollution transport processes. Considering the typical lack of pollution measurements in most practical cases, use of such models becomes a controversial subject of debate and this is not the purpose of the review.

The SAMBA model has been used extensively in Denmark over the past decades. It is based on simple mixing of wastewater and stormwater with different average concentrations and facilitates transport and storage, before final discharge into receiving waters via overflow structures or outlets. There is some discussion whether more phenomena could be included in planning-level models like SAMBA and thus, part of the review will also cover the extent to which different transport processes have been documented in international investigations. The purpose would be to identify a few variables that can be used to describe the variation of the pollutant concentrations during and between events.

2.2 Definition of the EMC and SMC

EMC - The event mean concentration

The level-2 and level-3 methods for estimation of urban runoff pollution are typically based on average representative concentrations of pollutants. It is commonly accepted to use event mean concentrations (EMC's) to characterize urban runoff. An EMC is calculated for an individual storm event as the total mass load of a pollutant parameter divided by the total runoff water volume discharged during the storm. Commonly, a large variation is observed when calculating EMC's for several events from the same site.

SMC - The site mean concentration

When estimating annual pollution loads it is of primary importance to know the average level of EMC's. A site mean concentration (SMC) is the arithmetic mean value of the EMC's measured at one site. Commonly, a large variation is observed when comparing SMC's from different sites.

2.3 Pollutant concentrations in separated and combined sewer systems

The Danish level-2 procedure

The Danish level-2 calculation method (Miljøstyrelsen, 1990; SVK, 1984) facilitates estimation of runoff pollution from combined sewer systems by calculating the water volumes discharged via an overflow structure and working with mixtures of two types of water, (1) Wastewater from household and industrial sources and (2) stormwater runoff. It is emphasized that for combined sewer systems the pollutant concentrations in "stormwater" (EMC) is significantly higher than for separate sewer systems due to erosion of sediments deposited during dry weather periods. A "stormwater" event mean concentration can be calculated as

$$EMC_{\text{"stormwater"}} = \frac{\int Q_{tot} C_{tot} dt - \int Q_{ww} C_{ww} dt}{\int Q_{tot} dt - \int Q_{ww} dt} \quad (2.1)$$

where the subscripts *ww* and *tot* denote the wastewater and the total (wastewater and stormwater) flows (*Q*) and concentrations (*C*), and the integral signs illustrate that the EMC is evaluated as an average for the whole event duration. The wastewater flow and concentration is measured during dry weather assuming only minor variations whereas the total flow and concentration is measured during runoff.

Total and "stormwater" concentrations

It is common in the Scandinavian countries to distinguish between stormwater in separated systems and the "stormwater" fraction in combined sewer systems, both in calculation procedures and in reported EMC's and SMC's. However, it is more common internationally to work with total concentrations only. These will, ideally, be higher in combined sewer systems due to the mixing with wastewater and re-suspension of sediments during rain. There are, however, indications that the differences are not as large as expected.

Fault connections

Canadian studies have shown between 5 and 13% of illicit sanitary connections to storm sewers (Field, 1984). A possible indication on how severely fault connections may influence storm sewers can be seen in Table 2.1 which compares expected concentration levels of TSS, COD and BOD in storm sewers, polluted storm sewers and combined sewers. The data originates from the French database Qastor (Saget and Chebbo, 1996) and it is important to stress that site variations are large, even larger than indicated in the table. This indicates that it may be hard to conclude which type of sewer system has the most polluted runoff water during wet weather.

Table 2.1

Comparison between expected concentration levels in storm sewers and combined sewers during wet weather (Saget et al., 1998).

Pollutant	Storm sewer	Polluted storm sewer Concentration [mg/l]	Combined sewer
TSS	160 – 460	240 – 400	240 – 670
COD	80 - 320	180 - 470	350 – 570
BOD	13 -130	35 -120	90 – 270

2.4 Simple procedures for estimating pollution runoff

Several authors describe or review methodologies for estimating annual pollutant loads (*AL*) under wet-weather conditions from separate storm sewers, and we found no similar references dealing with combined systems. Despite this fact some of the procedures for separate systems will be briefly reviewed, because of the systematic approaches taken. Part of the review is based on (Pandit and Gopalakrishnan, 1997).

2.4.1 Regression equations

SWMM Level 1

The Storm Water Management Model (SWMM) Level-1 is a preliminary screening procedure developed with the support of the US EPA by reviewing and using non point source pollution data (Heaney et al., 1976). The model provides estimates of annual loads of five pollutants (BOD, TSS, VSS, TP and TN) as a function of land use, type of sewer system, precipitation, population density and street-sweeping density. The basic equation is

$$AL = a_{i,j} \cdot P \cdot f(PD_d) A \quad (2.2)$$

where $a_{i,j}$ is a load factor that varies with pollutant type and land use

P is the annual rainfall depth

PD_d is the population density under developed conditions (depends to some extent on the percent imperviousness, I)

$f(PD_d)$ is a population density function (depends on the land-use)

SWF is factor accounting for the effect of frequent street-sweeping

A is the catchment area.

USGS regression model

The United States Geological Survey (USGS) developed regression models from data in two large national databases of urban runoff quality (see section 4.7) for predicting ten pollutants at ungauged locations (Tasker and Driver, 1988; Driver and Tasker, 1990). The final regression relationship yields

$$AL = BCF \cdot N \cdot 10^{(b_0 + b_1 \sqrt{A} + b_2 I + b_3 MAR + b_4 MJT + b_5 X_2)} \quad (2.3)$$

where BCF is a bias correction factor

N is the number of storms per year

b_1 - b_5 are regression coefficients

MAR is the mean annual rainfall

MJT is the mean minimum January temperature

X_2 is a discrete parameter that depends on the type of land-use.

The annual pollutant load is not directly proportional to the catchment area, and the regression model thus produces estimates notably different from other methods. Typically, much higher loads are predicted for relatively

Bilag A: Literature review

small-size catchments (below app. 10 ha) and they get relatively smaller as the catchments get larger (Pandit and Gopalakrishnan, 1997).

2.4.2 Methods based on the EMC/SMC concept

The simple method

As indicated by its title, this is a simple method in its formulation (Schueler, 1987). The annual load is estimated as

$$AL = EMC \cdot P \cdot SRC \cdot P_j \cdot A \quad (2.4)$$

where EMC is an event mean concentration

SRC is a storm runoff coefficient (ratio of event runoff and event rainfall depths)

P_j is a correction factor that accounts for storms that produce no runoff or fraction of annual rainfall that does not produce any measurable runoff

Continuous simulation method

Estimation of P_j may give some difficulties and Pandit and Gopalakrishnan (1996) thus proposed the following method

$$AL = EMC \cdot P \cdot ASRC \cdot A \quad (2.5)$$

where $ASRC$ is an annual storm runoff coefficient, which is determined by simulating annual runoff volumes based on historical rainfall series with the SCS (soil conservation services) method and calculating $ASRC = R_a/P$ where R_a is the annual storm runoff depth.

Runoff model

The last reviewed method based on the EMC/SMC concept yields

$$AL = EMC \left[r_i A_i P + r_p (A - A_i) (P + \text{outdoor water use}) \right] \quad (2.6)$$

where A_i and A_p are the effective impervious and pervious areas and r_i and r_p are runoff coefficients of these areas, respectively (Chiew and McMahon, 1999).

2.5 Discussion

Disadvantage of regression models

The disadvantage of the two regression methods is that the parameters and relations are difficult to generalize and transfer to conditions outside the United States. Systematic differences between pollutant loads from different catchments are "hidden" in several variables making it difficult to distinguish between different effects.

Advantage of EMC/SMC based models

The advantage of the three methods listed in Eqs. (2.4-6) is that they distinguish between runoff volumes and concentrations of pollutants in the runoff water (EMC/SMC's). The difference between the methods is only the way the annual runoff is estimated.

In the two first methods the average EMC (or SMC) of a site is determined by finding the mean EMC of three or more "representative" storm events. These storms are selected based on their magnitude, their antecedent dry weather periods and the deviation of their depth and duration from those of the average storm in the area. However, in lack of measurements the three methods may be used with regional EMC/SMC-values taken from the literature, in which case the models can only give a guide to the probable range of pollution loads.

Adjusting EMC's with local data

Villadsen (1998) estimated using first order analysis of Eq. (2.5) for a given Danish example an annual total Nitrogen load of 550 kg/year with a standard deviation of 250 kg/year. This highlights the need for adjusting regional EMC/SMC values with local data. Hoos (1996) mention four different methods, but this aspect will not be explored in more detail.

Good EMC/SMC data are required

It is clear from above that good estimates of EMC's and/or SMC's is crucial to the accuracy of calculating annual pollution discharges during wet-weather.

3 Structure and quality of measurement programs

Many investigations have been performed regarding the determination of pollutant discharges from combined sewers but only few have been reported in scientific journals and international conferences making it difficult to access the data. In most cases it is not possible to get insight into how and where exactly the measurements were carried out because the measurement conditions are poorly described even in the original national or regional project reports.

Aim of investigations

The procurement of data leading to a better understanding of the pollution sources and of the physical, chemical, and biological processes involved has a number of aims (Geiger, 1986a):

- Identification of pollutant sources
- Explanation of underlying mechanisms
- Time dependency and relation with rainfall, run-off characteristics
- Establishment of pollutant loads and concentration ranges
- Determination of mass balances
- Assessment of pollutant impacts

In order to be able to make sound conclusions regarding the issues above it is of paramount importance to choose field study site carefully. The phenomena of main interest need to occur in the catchment with a sufficient frequency.

Large variation of pollutant concentrations

In general, measured pollutant concentrations vary considerable between events and from catchment to catchment. A very important part of the variation in results from measurement campaigns stems from the uncertainty arising from how and where in a catchment measurements are carried out, how analyses of water samples are performed and how subsequent data analysis is carried out. These issues are discussed in more detail below.

Location of sampling place

Some studies are performed on the spill water itself whereas measurements in others studies are taken in-sewer or inside CSO chambers. The latter is e.g. the case for Danish measurements (Miljøstyrelsen, 1990a,b) and these should thus not be compared directly with measurements on spill water. However, in many investigations such information is not available and it may even sometimes be doubtful to distinguish whether the measurements are conducted in combined or separated sewer systems.

Hydrographs and pollutographs

To identify hydrographs and pollutographs the sampling resolution has to be high enough to avoid aliasing. As the variability in the studied processes is high the result is often too many samples making it impossible to analyze all samples in the laboratory. Thus a compromise is often unavoidable. Furthermore, the correct time synchronization between measurements of different entities is necessary. The accuracy of the different measurements should also be comparable. There is e.g. no reason to do very accurate pollutant transport measurements if the hydraulic data accuracy is very poor.

Number of events and data treatment

Another concern is the number of events monitored and how the data treatment is conducted. This of course depends on what is being investigated. For example, a limited number of EMC's may be sufficient to obtain a good es-

Bilag A: Literature review

timate of SMC for a location. However, if extreme statistical properties of e.g. CSO events are sought a high number of events is needed. Sometimes conclusions about the characteristics of extreme events are based on a limited sample of relatively small events. This is, of course, an extrapolation, which should be done with the uttermost care.

Calculation of EMC and SMC

A special problem is that it is mostly not clear how EMC's and SMC's have been calculated. For sampling programs that are based on flow-weighted techniques, the EMC should be taken as the flow-weighted mean concentration. In studies employing sequential discrete sampling, the EMC should be taken as the area under the loading curve (loadograph) divided by the area under the flow rate curve (hydrograph). Even these simple calculations may sometimes be misunderstood. The SMC should ideally be taken as the arithmetic mean and should not be confused with the median which is mostly higher than the mean due to the skewness of the data. Especially for small samples the SMC it is sometimes calculated as a volume-weighted mean concentration, and sometimes very small events are discarded from the sample analyzed because they have unexpectedly high pollutant concentrations.

Uncertainty from measurement and analyses

Last but not least come the inaccuracies originating from the uncertainties in the measuring and analysis methods. A typical investigation may consist of the following:

- Measurement of rainfall
- Measurements of discharges
- Acquisition and analysis of water samples

Rainfall measurements

The uncertainty on rain gauge measurements using a traditional tipping bucket gauge is estimated to be 5-10% of the total rain depth (Maksimovic and Radojkovic, 1986). It is important not to introduce a time lag between rainfall measurements and flow measurements on an average basis by taking into account the time of concentration. On top of this comes the effect of spatially distributed rainfall which introduces uncertainty of runoff volumes predicted from rainfall measurements, depending on the catchment size (Arnbjerg-Nielsen, 1996). Although these uncertainties may be significant when estimating pollution runoff loads from rainfall measurements they are not important when calculating EMC's and SMC's based on measurements of flow and pollution concentrations.

Discharge measurements

The quality of flow measurements depends on the method applied. Traditionally measurements of water depth over weir structures have been used. Presently, the combination of a pressure sensor and a Doppler velocimeter is often used. The newest development is electromagnetic flowmeters, which introduces no obstacles into the flow. Beside these principles a lot of sensors exists based on potentiometers, ultra sound etc. Common for all the measuring devices is that the commercial producers usually quite optimistically estimate the obtainable precision. Dependent on the type of sensor system uncertainties varies from a few percent of the flow rate up-till app. 50 % (Maksimovic and Radojkovic, 1986).

Water samples

Besides rainfall and run-off measurements the intricate issue of taking water samples is important. Some of the investigations presented in chapter 4 are based on grab samples, others on automatic aqua samplers using either vacuum pumps or peristaltic pumps. How large discrepancies this introduces is difficult to assess, but the result of using the different approaches is not the same. The next question is where in the cross-sectional flow to take the sample. Many agree that the only feasible way to sample is to use a flexible tube

pointing downstream placed in the flow well above any deposits (Balmforth et al., 1995). Other investigations have tried to find an influence of suction velocity, probe size etc. where variations have been shown to be less than those introduced by e.g. the subsequent laboratory analysis (Schlütter and Schaarup-Jensen, 1998). Others have, however, expressed the importance of the intake velocity (Kleijwegt, 1992). It is important to realise that using an automatic aqua sampler will never depict the mass transport of near bed solids or bed load in general. Geiger (1984) recommends homogenising a part of the flow before sampling takes place.

Analytical procedures

When water samples are analyzed the analytical procedure introduces additional uncertainty. If for instance one large sample is subdivided and analyzed for total suspended solids (TSS) a coefficient of variation as high as $CV=20\%$ may be expected (Schlütter and Schaarup-Jensen, 1998). This uncertainty obviously depends on which parameter is being determined. Furthermore, the total variance in results due to measurement uncertainty accumulates from numerous sources. In the case of TSS, uncertainty originates from e.g. representativeness of the sample, decomposition of the sample before analysis, analytical procedure, numerical rounding errors, etc. The problem is that it is impossible to track the propagation of uncertainty and that the size of the individual contributions to the uncertainty often is unknown.

The human factor

Field studies at multiple sites also introduce in-between site discrepancies due to the fact that a number of different people are carrying out the measuring campaigns and analyses of samples and data.

The considerations mentioned in this paragraph serve as background for the descriptions of measuring campaigns for EMC/SMC-values presented in chapter 4. It is thus proper to review the rendered data with some reservation.

4 Concentration levels reported in international investigations

The studies presented in this paragraph are both studies from individual sites and comparative studies. They present large variations with regard to experimental procedures, to what extent findings have been related to catchment characteristics and the level of detail reported.

In chapter 5.2 the statistical distribution of the data is analyzed whereas chapter 5 relates the SMC-values to catchment characteristics.

4.1 Dutch study in Loenen, etc., 1986

The study commenced in 1981 with the aim of looking into storm water discharges from sewer systems (Onderdelinden and Timmer, 1986). The fact that this is a Dutch study makes it interesting, as the average sewer system in the Netherlands is flat and often with some infiltration water due to the high groundwater levels. This results in relatively high dry weather flows (DWF). The small hydraulic gradients make the systems prone to depositing of sediments. Relatively large volumes of fine sediments in the systems can potentially be flushed out during rain events, but this is somewhat counterbalanced by the low mean slope of the sewer systems which does not entail high bed shear levels.

Six drainage areas with typical Dutch sewer systems were monitored. The four combined sewer systems are located at Loenen, Oosterhout, Bodegraven, and Kerkrade. Table 4.1 shows the main characteristics of these sites. The gradients in the systems vary between 1:500 and 1:1000 (1-2 0/00) and all chosen systems have relatively large diameter sewers and only one CSO structure connected.

Table 4.1

Site characteristics for Dutch study, from (VROM, 1991).

Aspect	Loe- nen	Ooster- hout	Bode- graven	Ker- krade
Population [inh]	2050	2270	4075	8052
Impermeable surface [ha]	15.8	11.6	22	60
In-sewer storage capacity [mm]	5.7	5.3	7.8	0.8
Theoretical overflow freq. [1/year]	9	9	6	80
Observed overflow freq. [1/year]	15.7	12.4	7.9	56
Number of analyzed events	44	32	27	52

Some general conclusions were reached. The pollution emissions depend on rainfall intensity and overflow discharges, i.e. extreme loads of pollutants occur when overflow discharges are large. Contrary to expectations there were no correlation with the average dry weather period (ADWP). One explanation is that the sewer system is not flushed clean each time an overflow occurs.

Another subject treated within the project were the correlation between different measured pollutant parameters. Table 4.2 shows computed correlation between parameters.

Table 4.2
Examples of correlation between pollutants, from (Onderdelinden and Timmer, 1986).

Parameter 1	Parameter 2	Correlation coefficient
BOD	N _{kj}	0.82
COD	N _{kj}	0.87
COD	P _{tot}	0.95
COD	Pb	0.82
TSS	P _{tot}	0.95
TSS	COD	0.97

As seen in table 4.2 there are rather high correlations between the shown parameters. This means that the concept of using one or a few parameters such as COD as overall pollutant indicators is quite valid in an on-line situation. The level of the different pollutant parameters needs, however, to be measured before the correlations can be used for predicting e.g. BOD from measurements of COD. Results obtained from the four combined systems are seen in table 4.3.

Table 4.3
EMC-values obtained from the four Dutch catchments (VROM, 1991).

Pollutant		Loenen	Oosterhout	Bodegraven	Kerkrade
BOD	[mg/l]	39.9	124.4	40.4	74.6
COD	[mg/l]	271	389	148	243
N _{kj}	[mg/l]	10.4	15.2	9.7	13.4
P _{tot}	[mg/l]	2.9	4.8	2.1	3.0
TSS	[mg/l]	303	260	105	320
Lead	[µg/l]	162	108	42	130
Zinc	[µg/l]	358	359	357	472
Chromium	[µg/l]	19	10	11	21
Copper	[µg/l]	88	113	67	92
Nickel	[µg/l]	19	9	8	13
Mercury	[µg/l]	43.1	1.7	1.2	0.5
Cadmium	[µg/l]	9.6	1.4	1.5	2.5

4.2 German study in Munich-Harlaching, etc., 1977

This study has been presented by Geiger (1986b) and besides presenting results from the measuring site of Munich-Harlaching reference is also made to several other studies. The field data was collected during the period 1977 to 1981. Munich-Harlaching is a rather big catchment with a drainage area of 540 hectares. This should result in less pronounced first flush due to the long concentration time, i.e. that all the sediments and water does not arrive at the CSO at the same time. The catchment characteristics are seen in table 4.4. Note the difference between the average surface inclination (1.7%) and the average sewer slope (0.5%). Such differences underline the importance of checking information carefully when correlating runoff concentrations with catchment characteristics.

Some main conclusions were reached based on the study (Geiger, 1986b). For the catchment of Munich-Harlaching first flush seems to depend on the level of the DWF whereas correlation with ADWP was not found. The basis for the conclusion with respect to the DWF is calculated contributions of DWF to the storm water run-off. In this case the DWF contributes with 23% to the run-off volume, 32% to TSS, 31% to BOD₅, 44% to COD, 53% to N_{Kj}, and 43% to P_{tot}.

Some flush effects were seen for the events especially for TSS and to some degree for COD whereas other pollutant parameters showed dilution effects. The flush effects were most apparent for night events where the DWF is small.

Table 4.4
Catchment characteristics for the Munich-Harlaching catchment, from (Geiger, 1986b).

Characteristic	Value
Drainage area	540 ha
Imperviousness	39 %
Average surface inclination	1.7 %
Population density	30-200 inh./ha
Average sewer slope	0.5 %

In connection with the investigation presented by Geiger (1986b) a literature search resulted in mean concentrations (not EMC's) for combined sewers, see table 4.5. Unfortunately, attaining catchment areas, etc. were not reported, neither the original source of the data.

Table 4.5
Mean values of the concentration of individual samples acquired during wet weather for TSS, COD and BOD₅ in combined sewer systems, from (Geiger, 1986b).

Area of investigation	Suspended solids [mg/l]	COD [mg/l]	BOD ₅ [mg/l]
Atlanta (USA)			
- Confed ave.			210
- Boulevard			84
- McDon. Str.			286
Berkely (USA)	100	200	60
Bradford (Engl)	237		43
Brighouse (Engl.)	647		86
Bucyrus (USA)			
- Station 8			120
- Station 17			107
- Station 23			108
Cleveland (USA)		308	92
Columbia (USA)	622	382	71
Milwaukee (USA)			
- Reference 1	321	264	59
- Reference2	212	161	44
Des Moines (USA)	413		64
Detroit (USA)	274		153
Hürt (FRG)		222	87
Lancaster (Engl.)	271	209	56
Minnapolis (USA)	413		141
New York (USA)			

Bilag A: Literature review

- Newton Creek	306	481	222
- Spring Creek	347	358	111
Northampton (Engl.)	370		95
Oslo (Norway)	721	530	200
Poissy (France)	751	1005	279
Racine (USA)			
- Reference 1	551		158
- Reference 2	178		90
Rochester (USA)	273		65
Sandefjord (Norway)	424	268	103
San Francisco (USA)			
- Baker Str.	91	138	23
- Brotherhood Way	655	100	46
- Laguna Str.	211	145	46
- Marinosa Str.	172	188	43
- Selby Str.	215	148	38
Seattle (USA)	162	176	64
Stuttgart-Büsnau (FRG)	177		114
Trondheim (Norway)	510	352	
Zürich (Switzerland)		70	

The first conclusion to be drawn on table 4.5 is that the mean values exhibit large variations. Some of the discrepancies can of course arise from differences in measuring procedures and methods and calculation methods, cf. chapter 3, but a large part of the variation must be explained by differing rainfall and catchment characteristics at each site.

As can be noticed in table 4.5 the values from the Munich-Harlaching catchment are not included. The investigations in Munich-Harlaching consists of a very high number of samples taken which have been used for calculation of mean concentrations and station mean concentrations. Table 4.6 shows some of the obtained results.

When combined run-off concentrations and load figures from München-Harlaching was plotted it demonstrated that the values were lognormal distributed. This distribution has frequently been shown to be applicable (Van-Buren et al., 1997), though it did not fit distributions of dissolved solids, chloride, sulphates, and COD.

Table 4.6
Pollutant parameters from Munich- Harlaching (Geiger, 1986b).

Parameter	DWF (individual samples)		Run-off (events)	
	Number	Mean	Number	SMC
TSS [mg/l]	4103	177	99	163
BOD ₅ [mg/l]	477	199	29	89
COD [mg/l]	4009	443	97	274
TOC [mg/l]	462	113	31	48
N _{Kj} [mg/l]	3886	45	97	22
Pho [mg/l]	770	18	29	8.3

4.3 Collation study from United Kingdom, 1985

This reference (Ellis, 1986) does not present one specific investigation but presents pollution aspects concerning urban runoff and EMC-values condensed from mainly UK sources.

It is evident that treatment of the dry weather flow (DWF) from combined sewers is not sufficient for a sustainable receiving water quality. It is estimated that 35% of the annual pollutant load in the United Kingdom originates from CSO's, that operates only 2-3% of the time. Comparing annual water volumes the dry weather runoff approximately equals the stormwater runoff. A summary of encountered values of mean pollutant concentrations is reproduced in table 4.7.

Table 4.7

Pollutant discharges in urban sewers and catchments from U.S., European and Australian sources, from (Ellis, 1986).

Sewer type		Separate storm sewer runoff	Combined storm sewer overflows	Highway runoff	Roof runoff	Gully pot liquers	Residential areas	Commercial areas	Light industrial area
Event mean concentrations [mg/l]	TS	21 - 582	237 - 635	28 - 1178	12.3 - 216	15 - 840	112 - 1104	230 - 1894	45 - 345
	TVS	26 - 149	-	18 - 86	40 - 88	185	28 - 124	75 - 85	35 - 72
	BOD	7 - 22	43 - 95	12 - 32	2.8 - 8.1	6.8 - 241	7 - 56	5 - 17	8 - 12
	COD	33 - 265	120 - 560	128 - 171	57.9 - 80.6	25 - 109	37 - 120	74 - 160	40 - 70
	NH ₄	0.2 - 4.6	2.9 - 4.8	0.02 - 2.1	0.4 - 3.8	0.7 - 1.39	0.3 - 3.3	0.03 - 5.1	0.2 - 1.1
	Pb	0.03 - 3.1	0.15 - 2.9	0.15 - 2.9	0.001 - 0.030	0.06 - 0.85	0.09 - 0.44	0.1 - 0.4	0.6 - 1.2
	PAH ^a	29 - 200	12 - 215	365 - 60000	-	-	-	-	-
	E.Coli ^b	10 ² - 10 ⁴	10 ⁴ - 10 ⁶	10 - 10 ³	10 ²	10 - 10 ²	10 - 10 ³	10 ² - 10 ⁴	10

Notes: a. ng/l b. MPN/100 ml - No data available

As seen (table 4.7) the values are given in ranges indicating the variation of EMC's. It is interesting in this case to see the attempt to discriminate between different pollution sources. It can be seen that the pollution load from CSO is significantly higher than from the storm sewer outlets.

4.4 Canadian study in Ontario, 1980ties

An interesting comparison is made between raw sewage, treated sewage, surface runoff, and combined sewer overflow. This comparison can be seen in Table 4.8. Data originates from Ontario, Canada and are rendered by Waller and Hart (1986).

Table 4.8

Mean pollutant concentrations in different types of wastewater, from (Waller and Hart, 1986).

	Suspended solids [mg/l]	Total Nitrogen [mg/l]	Total Phosphorus [mg/l]
Raw sewage	225	30	6.5
Treated sewage	25.8	17	1.0
Surface runoff	170	3.5	0.35
Combined sewer overflow	190	8.3	1.4

Mean concentrations of TSS from combined sewer overflows are rather high (190 mg/l). This is explained by the fact that combined sewer systems often

serve older urban areas with higher population density. Separate and combined sewer systems are compared (Waller and Hart, 1986) and according to this comparison the combined system discharges about twice the loads of the separate system, also taking into account the discharges from the WWTP. This seems to be valid for TSS, P_{tot} , N_{tot} , and chlorides. However, such conclusions depend on e.g. the storage volume and the interceptor capacity of the catchment and such information was not given.

4.5 French measurement programmes

4.5.1 National French study, 1986

In this reference (Hémain, 1986) a national French study containing four sites is presented. The French results originate from four catchments (Maurepas, Les Ulis, Aix Zup, and Aix Nord) with relatively long and consistent measurements, (Hémain, 1986). A summary of the results is shown in Table 4.9. Data can also be seen in (Deutsch and Hémain, 1984).

Table 4.9
EMC-values reported from France, from (Hémain, 1986).

Constituent	EMC-value estimates for French catchments [mg/l]
TSS	200 – 450
BOD ₅	12 – 38
COD	80 – 200
P_{tot}	0.82 – 1.80
N_{kj}	3.30 – 6.11
Pb	0.085 – 0.16
Zn	0.29 – 0.33

4.5.2 Study in “Le Marais”, 1998

The Le Marais catchment is a monitored catchment, which has been thoroughly investigated for a number of years (Gromaire-Mertz et al., 1998a,b). As for other studies it was revealed that the mean concentrations are not the same at different levels in the catchment. The catchment characteristics are shown in Table 4.10 and Table 4.11 shows results for TSS, COD, BOD, and VSS. The EMC-values for roof, yard, and street are calculated as means of EMC for a number of events and the ranges are the result of different roof, yard and street types. Since there was only one outlet from the studied catchment no range is given here.

Table 4.10
Catchment characteristics for the Le Marais catchment, from (Gromaire-Mertz et al., 1998b).

Characteristic	Value
Average sewer slope	0.8 %
Population density	295 inh./ha
Runoff coefficient	0.78
Drainage area	42 ha
Number of analyzed events	16

Table 4.11

EMC-values from “Le Marais”, from (Gromaire-Mertz et al., 1998a,b). The values in parentheses indicate the ranges of EMC-values from different sites.

	TSS [mg/l]	COD [mg/l]	BOD [mg/l]	VSS [mg/l]
Roof	29 (27 – 56)	31 (32 – 49)	4 (5 – 7)	28 – 43
Yard	74 (24 – 201)	95 (43 – 123)	17 (10 – 27)	17 – 75
Street	92.5 (78 – 242)	131 (59 – 377)	36 (17 – 82)	47 – 59
Outlet	307	428	181	66

The different surfaces (roofs, yards, etc.) do not contribute to the total load with the same percentage from event to event, though pollution originating from resuspension of sewer sediments is rather constant 45 - 66%. Waste water contributes with 6 – 37%, roofs 3 – 23%, yards 3 – 10% and streets 10 – 17%. The findings equal those of other French studies according to (Gromaire-Mertz et al., 1998a).

4.6 Norwegian study in Oslo, 1974

This study was initiated in 1974 and is comprised of seven field sites, three combined systems and four separate sewer systems (Lindholm and Balmér, 1978). The objective of this investigation was to estimate annual levels of pollution discharges and in what way this was influenced by

- the sewage system,
- different degrees of urbanization,
- antecedent dry weather period,
- time from the start of the rain event, and
- runoff intensity.

The study did, however, not show clear correlations, but it did show that combined sewers for most pollutants contributes to the annual load with larger annual loads than separate sewers. Catchment characteristics can be seen in (Lindholm and Balmér, 1978). Table 4.12 renders the results for combined sewers.

Table 4.12

Average concentrations in storm runoff, from (Lindholm and Balmér, 1978).

Location	BOD ₇ mg/l	COD mg/l	SS mg/l	VSS mg/l	P _{tot} mg/l	N _{tot} mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cu mg/l
Oslo 1	200	530	721	188	2.4	8.2	0.45	1.07	0.17
Sandefjord	103	268	424	168	4.0	14.4	0.08	0.64	0.11
Trondheim 1	-	352	510	193	3.0	-	-	-	-

One of the inherent problems of measuring campaigns like this one is whether or not the monitored rain events constitute a suitable representation of the annual precipitation even though the whole year is not monitored. In this case it was noticed that one of the monitored rain events increased the annual loads by a factor of 2-3 as both concentrations and overflow volume were exceptionally large. This was a rain event with a ten-year return period.

4.7 Measurement programs in the Unites States

4.7.1 NURP (1978-83)

The United States Nationwide Urban Runoff Program (NURP) was initiated in 1978 by the environmental protection agency. The final report from the investigations was published in 1983 (USEPA, 1983).

The aim of this five year program was to assess the properties of urban run-off pollution to water quality across the United Sates. A range of pollutants were monitored with good consistency at almost all the catchments. The pollutant parameters were: Suspended solids, chemical oxygen demand, biological oxygen demand, total nitrogen, ammonia, total phosphorus, copper, lead, and zinc. The NURP program developed EMC's for these and other pollutants, drawing upon data collected from over 2,300 events at more than 81 sampling stations located in 28 different metropolitan areas. The catchments attaining characteristics were determined by land-use, drainage area, population density, imperviousness, and runoff-coefficient, cf. Table 4.13.

Table 4.13
Catchment characteristics for the NURP study, from (USEPA, 1983).

Site	Area [Hectares]	Pop. Dens. [1/ha]	Impervious [%]	Runoff coe. Median
Average residential	38	34,2	31,5	0,22
Average industrial	41	0,0	53,8	0,30
Average mixed	272	13,6	36,4	0,24
Average commercial	20	0,6	79,0	0,65
Average rural	3067	1,2	4,0	0,06
No. of data residential	39	35	38	33
No. of data industrial	5	4	5	5
No. of data mixed	20	16	18	18
No. of data commercial	10	8	9	8
No. of data rural	8	2	8	8
Median residential	23	29,7	29,5	0,19
Median industrial	29	0,0	53,0	0,18
Median mixed	77	11,1	29,5	0,18
Median commercial	15	0,0	91,0	0,75
Median rural	1528	1	3	0
St.Dev. Residential	46	24,8	14,5	0,13
St. Dev. Industrial	41	0,0	12,8	0,24
St. Dev. Mixed	353	9,2	27,6	0,20
St. Dev. Commercial	21	1,7	28,4	0,32
St.Dev. Rural	4117	1,7	3,7	0,03

The overall results from the NURP study are shown in Table 4.14 grouped by sampling station; they represent the statistical properties of all the SMC-values found within the NURP program. Between one and 37 EMC values were used to calculate the SMC values for different pollutant parameters. To get an impression of the variation between sampling stations Figure 4.1 shows the 37 SMC-values of COD for residential area as a bar graph. The mean value of the SMC-values shown is 102.4 mg/l. This value is very close to the guideline value of COD stipulated by the U.S. EPA for planning-level calculations (100 mg/l).

Table 4.14

Statistics based on SMC-values of TSS, BOD, COD, P_{tot} and N_{kj} from the NURP study (USEPA, 1983).

Site	TSS [mg/l]			BOD [mg/l]			COD [mg/l]			P_{tot} [μ g/l]			N_{kj} [μ g/l]		
	#	Mean	Med.	#	Mean	Med.	#	Mean	Med.	#	Mean	Med.	#	Mean	Med.
Average residential	23	192	162	11	14	11	22	102	81	23	639	487	21	2865	2378
Average industrial	13	191	144	8	10	8	13	62	53	14	424	341	13	1615	1399
Average mixed	17	340	181	14	11	9	15	90	75	20	445	331	14	1662	1439
Average commercial	24	135	89	17	12	10	20	78	64	23	258	197	18	1467	1231
Average rural	17	229	157	5	2	2	8	52	49	18	229	188	15	1455	1289
No. of data res.	35	34	35	9	8	9	37	37	37	34	34	34	32	32	32
No. of data industrial	5	5	5	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4
No. of data mixed	20	20	20	11	11	11	16	16	16	19	16	19	18	18	18
No. of data comm.	10	10	10	8	8	8	10	10	10	10	10	10	10	10	10
No. of data rural	8	8	8	1	1	1	5	5	5	8	8	8	8	8	8
Median residential	15	166	99	10	13	11	16	86	70	15	425	336	14	2131	1801
Median industrial	18	109	71	8	10	9	12	60	50	17	491	404	15	1547	1305
Median mixed	15	129	60	13	9	7	15	72	66	15	379	243	14	1421	1283
Median commercial	20	132	106	13	12	10	18	63	56	19	214	175	16	1215	1042
Median rural	12	110	82	5	2	2	7	27	26	13	195	176	13	1103	1014
St.Dev. Residential	18	135	212	7	7	5	17	57	40	18	695	481	19	2135	1925
St. Dev. Industrial	8	189	156	1	5	3	3	5	7	6	217	178	6	368	367
St. Dev. Mixed	13	814	390	7	5	4	9	49	45	20	411	266	9	877	771
St. Dev. Commercial	16	78	55	11	4	3	11	43	31	16	175	108	10	869	645
St.Dev. Rural	11	249	193				4	39	35	11	193	157	9	1204	1040

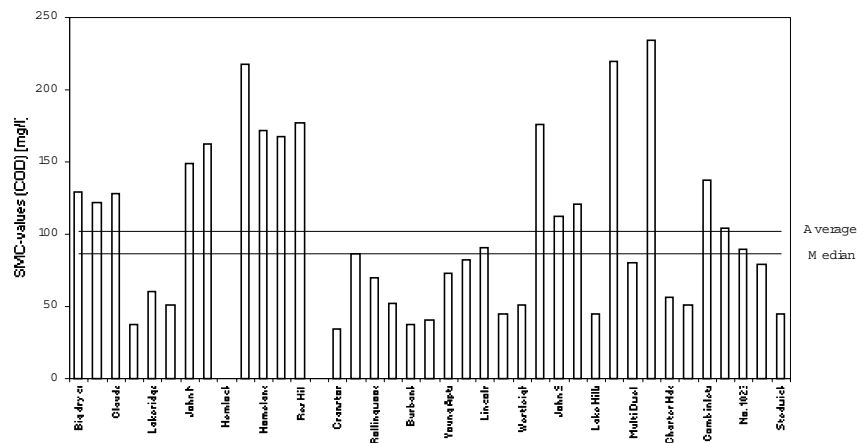


Figure 4.1
SMC-values for COD from the NURP program (USEPA, 1983).

The data in Table 4.14. is grouped by land-use category (residential, industrial, mixed, commercial and rural). However, the NURP study concluded that the variance of the EMC's when data are grouped by land-use or geographic region is so great that the groups cannot be distinguished statistically. In some cases investigators have attempted to differentiate between land-use categories by applying the NURP data computed by land use, despite the NURP conclusions to the contrary.

It is not clear from the original project report (USEPA, 1983) whether it is concerned with separated or combined sewer systems and contact was thus established with American specialists in the field. Pitt (1999) states that all the catchments included in the NURP database are served by separate systems, however with substantial influence of illicit wastewater connections. Thus data from the NURP database is included in the following to provide a basis for comparison, however sites with less than 50 mg COD/l are excluded from the analysis. American data from combined sewer systems has not been collected and analyzed in a similar systematic way.

4.7.2 Updating the NURP database

Several measurement programs have been conducted in the US since the NURP studies stopped and an effort to compile all data into one common database was recently started by the company Camp Dresser and Mckee (Smullen and Cave, 1998). The database includes data from the following sources:

- The NURP database with more than 2,300 events at more than 81 sampling stations located in 28 different metropolitan areas.
- The USGS storm runoff database which includes data collected through the mid-1980'ies for over 1,100 station-storms at more than 97 urban sites located in 21 metropolitan areas, with only 5 stations common to the NURP data set.
- Data collected by over 30 cities as part of their National Pollution Discharge Elimination System (NPDES) discharge permit applications (816 events in total).
- Data from other major monitoring programs.

Only data from monitoring locations that exhibited little or no base flow and that did not include any stormwater management control practices were allowed in the database. As for the NURP data, this means that it is not clear which data comes from combined sewer systems.

Table 4.15 shows the major findings from comparing the new, pooled database with results from only the NURP data. The differences between the pooled means and those estimated from the NURP data range from a 79% lower estimate for Copper to a 36% higher estimate for BOD. The lower metal concentrations in the newer data could be the result of sampling problems (e.g. poor solids recovery), or they may reflect the use of cleaner technologies that are more prevalent in the 1990'ies for sampling, chain of custody transfers and laboratory methods for metals. These cleaner technologies have evolved over the past decades in response to the criticism of metal determination from previous decades (Smullen and Cave, 1998).

The differences between the very large US data sets illustrate once again that SMC's and EMS's are subject to large variations and that such concentrations should be interpreted with care.

Table 4.15

Comparison of pooled SMC estimates and estimates from NURP (in parentheses), from (Smullen and Cave, 1998).

Pollutant		SMC		Median		No. of events	
TSS	[mg/l]	78,4	(174)	54,5	(119)	3047	(2000)
BOD	[mg/l]	14,1	(10,4)	11,5	(8,39)	1035	(474)
COD	[mg/l]	52,8	(66,1)	44,7	(55)	2639	(1538)
P _{tot}	[mg/l]	0,315	(0,337)	0,259	(0,266)	3094	(1902)
P _{sol}	[mg/l]	0,129	(0,1)	0,103	(0,078)	1091	(767)
N _{kj}	[mg/l]	1,73	(1,67)	1,47	(1,41)	2693	(1601)
NO ₂ /NO ₃	[mg/l]	0,658	(0,837)	0,533	(0,666)	2016	(1234)
Cu	[µg/l]	13,5	(66,6)	11,1	(54,8)	1657	(849)
Pb	[µg/l]	67,5	(175)	50,7	(131)	2713	(1579)
Zn	[µg/l]	162	(176)	129	(140)	2234	(1281)

5 Explaining the variation of EMC's and SMC's

5.1 Variation of EMC- and SMC-values

Table 5.1 shows summary statistics for TSS, COD and BOD based on the measurement programs reviewed in chapter 4. Other pollutant parameters have not been reported frequently enough to calculate summary statistics, but the ranges for these parameters can be seen in table 5.2.

Table 5.1

Parameter	Mean	Median	Max.	Min.	Range	No. of data	St.dev.
TSS	274	237	751	22	729	71	182
COD	188	148	1005	34	971	66	161
BOD	65	43	286	2	284	73	68

Table 5.2

Range for reported EMC/SMC-values.

Constituent	Low value [mg/l]	High value [mg/l]
Total phosphorus	0.31	8.3
Total Nitrogen	0.48	15.2
Zinc	0.11	0.47
Copper	0.028	0.17
Lead	0.08	0.45

As seen in the tables above the parameters vary considerably. As earlier explained the variations stem from variations between sites and differences in measuring campaign methodologies, but it is not clear how to distinguish between the two types of contributions to the variation. Subsequently, it is very difficult to distinguish between the influences from rainfall, runoff characteristics and site variations such as rainfall intensity, rainfall duration, rain depth, discharges on surfaces and in pipes, runoff coefficient, first flush tendency of the system, land use, catchment area, population density, dry weather flow, antecedent dry weather period etc.

The very large NURP project arrived at a set of recommended values for the United States although variations were large between sites. Making conclusions about SMC/EMC-values based on a few measurement sites and a limited number of monitored events may very well result in doubtful conclusions. Furthermore, if a "small" study is extended the variation may increase due to the condition that the already monitored sites and events were not representative for the spatial and temporal variations.

Table 5.3 summarizes the main literature data on TSS, COD, Tot-N and Tot-P by country to provide a basis for comparison with the Danish measurement data. Sites from the NURP database with less than 50 mg COD/l have been excluded.

Bilag A: Literature review

Table 5.3

Overview of SMC-values reported in the literature, grouped by country. Literature references can be found in chapter 4.

Investigation	No. of catchments	SS (mg/l)	COD (mg/l)	Tot-N (mg/l)	Tot-P (mg/l)	Comment
USA						
NURP ¹⁾	31	212	104	2,9	0,7	Residential areas
NURP ¹⁾	5	191	62	1,6	0,4	Industrial areas
NURP ¹⁾	20	394	92	1,7	0,5	Mixed land use
NURP ¹⁾	10	148	82	1,5	0,3	Commercial
Berkley	-	100	200	-	-	
Cleveland	-	-	308	-	-	
Columbia	-	622	382	-	-	
Milwaukee	2	212-321	161-264	-	-	
Des Moines	-	413	-	-	-	
Detroit	-	274	-	-	-	
Minnapolis	-	413	-	-	-	
New York	2	306-347	358-481	-	-	
Racine	2	178-551	-	-	-	
Rochester	-	273	-	-	-	
San Francisco	5	91-655	100-188	-	-	
Seattle	-	162	176	-	-	
Canada						
Flere undersøgelser	-	190	-	8,3	1,4	Overløbsvand
Holland						
Loenen	1	303	271	10,4 ²⁾	2,9	
Oosterhout	1	260	389	15,2 ²⁾	4,8	
Bodegrave	1	105	148	9,7 ²⁾	2,1	
Kerkrade	1	320	243	13,4 ²⁾	3,0	
Germany						
Hürt	1	-	222	-	-	
Munich-Harlaching	1	163	274	22 ²⁾	8,3	
Stuttgart-Büsnau	-	177	-	-	-	
Switzerland						
Zürich	-	-	70	-	-	
England						
Flere undersøgelser	-	237-635	120-560	-	-	Overløbsvand
Bradford	-	237	-	-	-	
Brighthouse	-	647	-	-	-	
Lancaster	-	271	209	-	-	
Northampton	-	370	-	-	-	
France						
Flere undersøgelser	4	200-450	80-200	3,3-6,1 ²⁾	0,8-1,8	
Le Marais	1	307	428	-	-	
Poissy	1	751	1005	-	-	
Norway						
Oslo	1	721	530	8,2	2,4	
Sandefjord	1	424	268	14,4	4,0	
Trondheim	1	510	352	-	3,0	
All investigations						
Variation		91-751	62-1005	1,5-22	0,3-8,3	

1) USEPA, 1983. Data from separate storm sewers significantly influenced by illicit wastewater connections. Catchments where SMC for COD is below 50 mg/l are excluded.

2) Nitrogen is measured as Kjeldahl-nitrogen.

5.2 Distribution of EMC-values

As already mentioned the distribution of EMC-values of a number of pollutant has been shown to be log-normal distributed (VanBuren et al., 1997). This statistical consistency allows for probabilistic modelling of run-of quality. By specifying return periods or exceedance probabilities it is possible to estimate corresponding EMC's and vice versa. This is illustrated on Fig. 5.1.

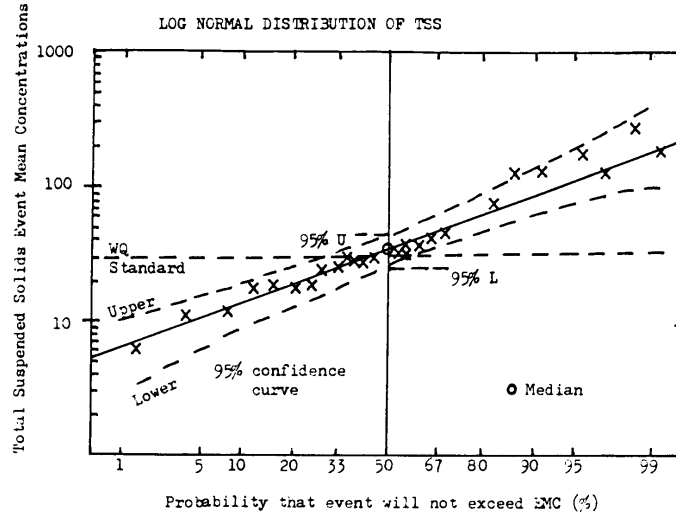
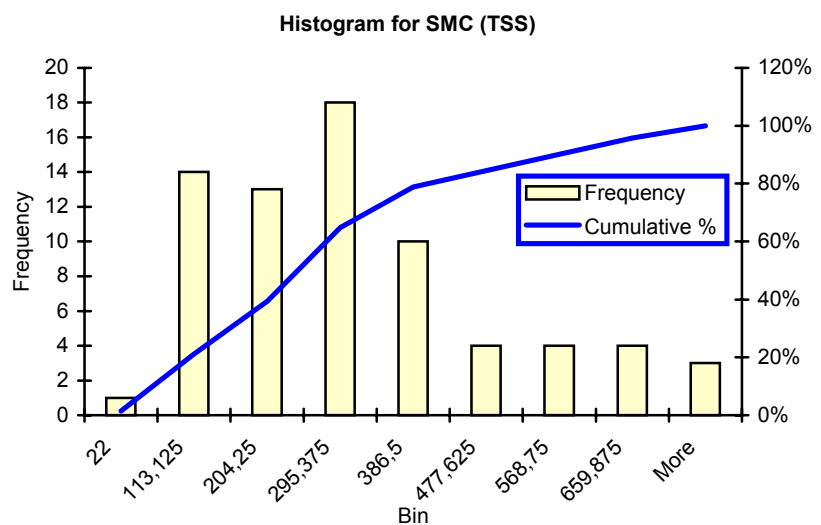


Figure 5.1

Example of log normal distribution of total suspended solids (TSS), from (Ellis, 1986).

According to Hémain (1986) data from the NURP program partly followed a log-normal distribution (for TSS, T-tot P, Tot-Pb, and Tot-Zn), whereas COD did not seem to fit the distribution. Similar results were found in the French national programme (Hémain, 1986).



Figur 5.2

Distribution of reported SMC-values for TSS.

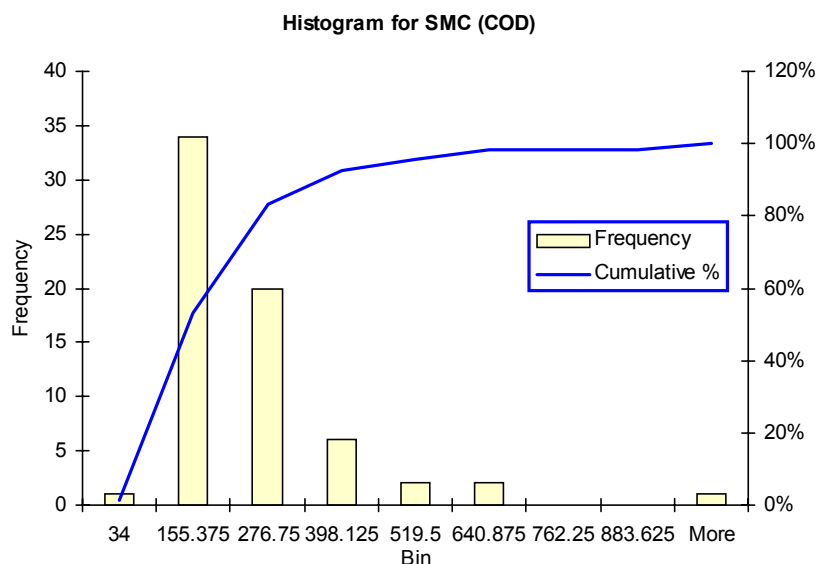


Figure 5.3
Distribution of reported SMC-values for COD.

Histograms based on *SMC*-values of TSS and COD from the literature review are shown in Figs. 5.2 and 5.3. Application of the simple Bowman-Shelton test showed the COD data to be log-normal distributed whereas the TSS data could neither be said to follow a normal or log-normal distribution.

5.3 Correlation with event and catchment characteristics

The first thing researchers do when obtaining some measured data is to look for correlations between results and influencing parameters characterizing individual events and individual sampling sites as mentioned above. Often anticipated correlations are not found. Very few references e.g. report correlation with ADWP (Pearson et al., 1986) contrary to what one may expect. In the study by Saget et al. (1998) EMC-values were correlated with mean slope of the catchments and time of concentration without success. It is a general result that no singular input characteristics can explain the main part of the EMC-values (Hémain, 1986).

When looking at the extent of the measurement campaigns, which have been carried out it can be concluded that no single project have been able to explain the differences between estimated EMC-values with good confidence. This can also be seen when plotting parameters reported in this review against different catchment characteristics. Plots showing relationships with the catchment characteristics are seen in figure 5.4 to 5.8.

The scatter plots do, in general, not show pronounced dependency on either catchment area or population density. It can be seen, however, that European values seem to be higher than pollutant levels in United States. This is consistent with the fact that the American sites represent storm sewers, however influenced to some extent by illicit wastewater connections.

Regression analyses have been carried out on data from the NURP and USGS databases (Tasker and Driver, 1988; Driver and Tasker, 1990). It was found that the various regression models could account for 10 to 68 percent of the total variation in observed loads, and that regression models may be used for planning levels calculations, or in identifying data-collection needs.

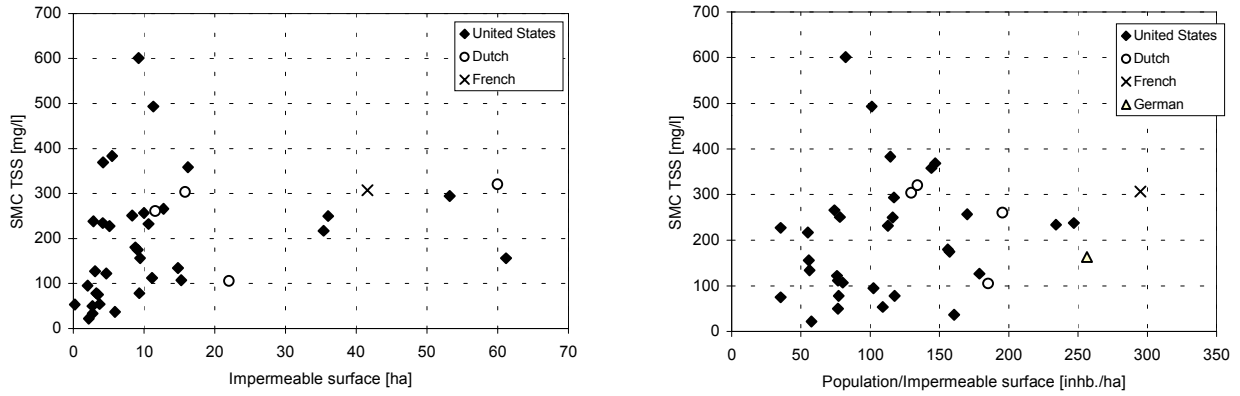


Figure 6.1
SMC values of TSS, dependency on catchment area and population density.

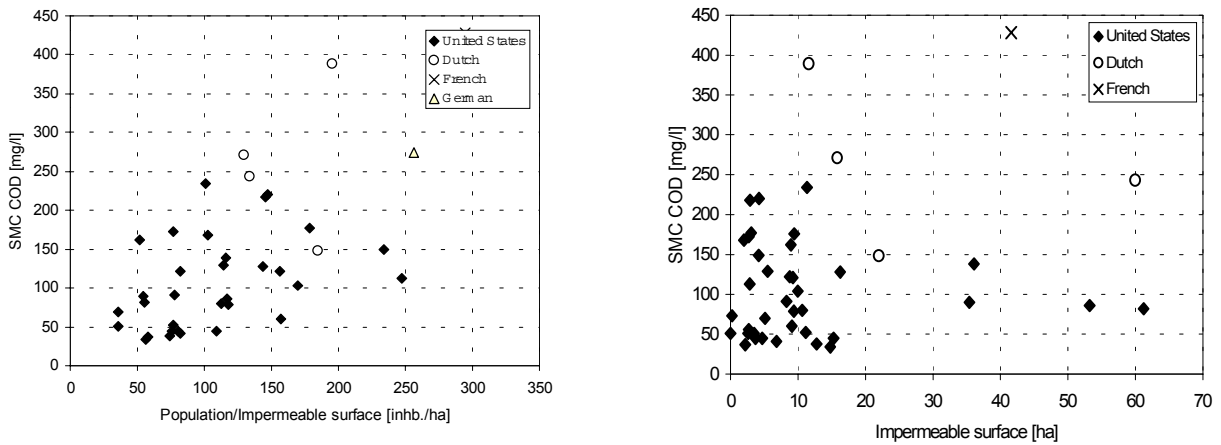


Figure 6.2
SMC values of COD, dependency on catchment area and population density.

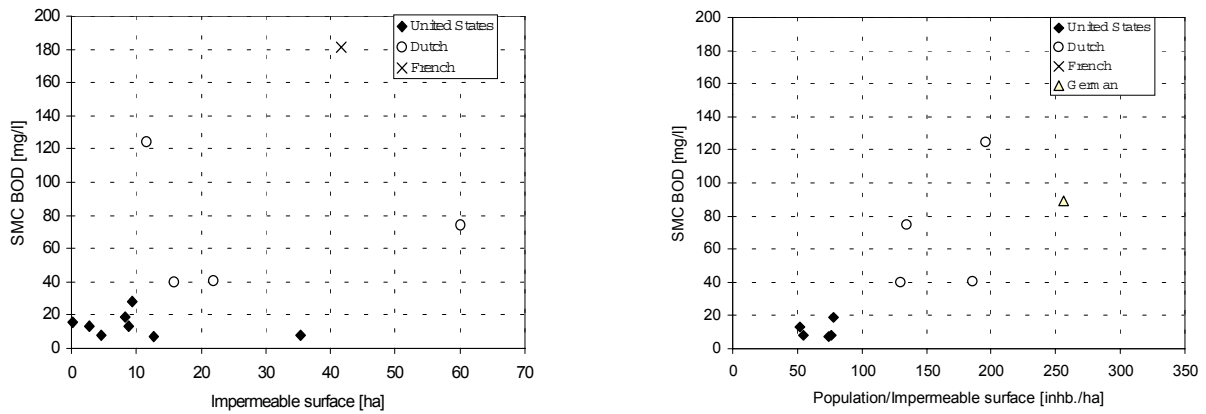


Figure 6-3
SMC values of BOD, dependency on catchment area and population density.

Bilag A: Literature review

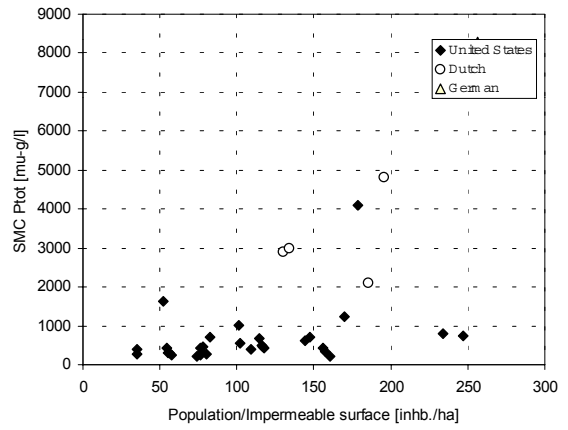
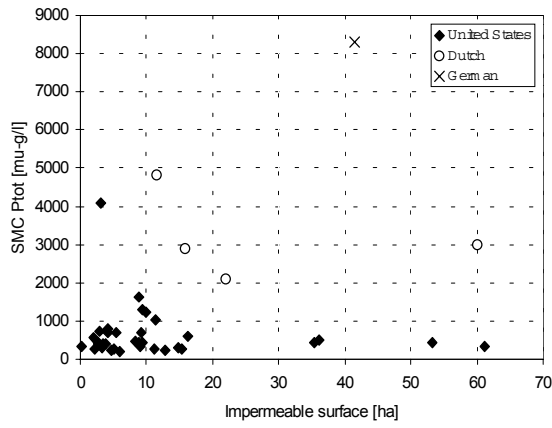


Figure 6.4
SMC values of P_{tot} dependency on catchment area and population density.

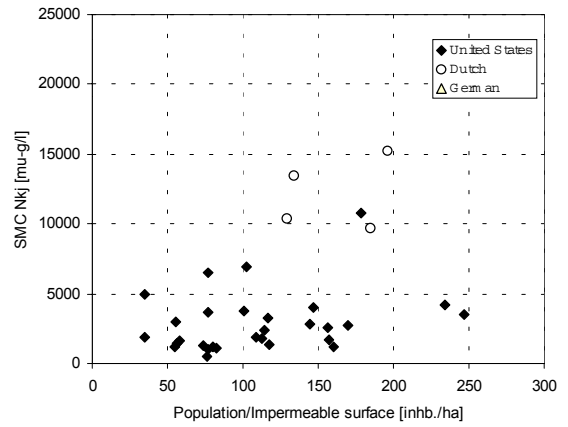
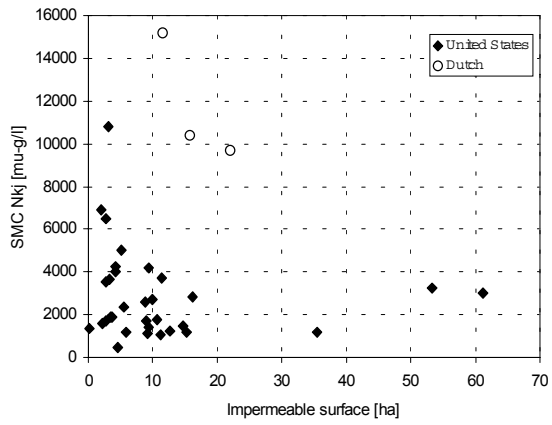


Figure 6.5
SMC values of N_{kj} dependency on catchment area and population density.

6 Conclusions

This review revolves around assessment of *EMC/SMC*-values based on results from international studies. The review has revealed ranges for *EMC/SMC*-values for different pollutants as shown in Table 5.1-3.

There is of course no guarantee that all major international *EMC/SMC* studies have been reported in this review but it is believed that inclusion of additional studies will not change the overall results.

One conclusion recurs in almost all references; the *SMC*-values are very much site-dependent. This results in quite broad ranges of the *EMC*-values reported. Part of the variation of the found *SMC/EMC*-values may be a consequence of the fact that investigations have been reported from all over the world. Different countries have different sewer design traditions based on the specific countries geology layout, city planning and mentality of the inhabitants. Transfer of data from this review must therefore be undertaken with a fair amount of caution.

The variability of the phenomena studied also points out that in order to make conclusions based on measured data, it is necessary to carry out enough measurement campaigns to establish a sound statistical basis for these conclusions.

7 Reference List

The reference list contains all references cited in the text as well as some additional references used as background information sources.

- Arnbjerg-Nielsen, K. (1996): *Statistical analysis of urban hydrology with special emphasis on rainfall modelling*. Ph.D. thesis. Department of Environmental Science and Engineering, Technical University of Denmark.
- Ashley R. M. and R. W. Crabtree. (1992). *Sediment Origins, Deposition and Build-up in Combined Sewer Systems*. *Water Science and Technology Vol.25* (No.8) 1-12.
- Ashley R. M. and T. Hvitved-Jacobsen. (1998). *Quo Vadis Sewer Process Modelling*. 4th Int. Conf. on Developments in Urban Drainage Modelling, UDM, London, UK: *Vol.1*
- Balmforth D. J., K. Lonsdale, B. B. Nussey, and Walsh. (1995). *A Methodology for Monitoring the Performance of Combined Sewer Overflows*. *Journal Of The Chartered Institution Of Water And Environmental Management Vol.9*(No.5) 510-8.
- Bertrand-Krajewski Jean-Luc, P. Briat, and O. Scrivener. (1993). *Sewer Sediment Production and Transport Modelling: A Literature Review*. *Journal of Hydraulic Research Vol.31*(No.4) 435-61.
- Bertrand-Krajewski Jean-Luc, G. Chebbo, and A. Saget. (1998). *Distribution of Pollutant Mass VS Volume in Stormwater Discharges and the First Flush Phenomenon*. *Water Research Vol.32*(No.8) 2341-56.
- Chiew, F.H.S. and T.A. McMahon (1999). *Modelling runoff and diffuse pollution loads in urban areas*. *Water Science and Technology Vol. 39*(No.12) 241-248.
- Boller M. (1997). *Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems*. *Water Science and Technology Vol.35*(No.9) 77-87.
- Butler D., S. Thedchanamoorthy, and J. A. Payne. (1992). *Aspects of Surface Sediment Characteristics on an Urban Catchment in London*. *Water Science and Technology Vol.25*(No.8) 13-20.
- Chebbo G. (1992). *Solides des Rejets Pluviaux Urbains Caractérisation et Traitabilité*. L'Ecole Nationale Des Ponts et Chaussées,
- Chebbo G. and A. Bachoc. (1992). *Characterization of Suspended Solids in Urban Wet Weather Discharges*. *Water Science and Technology Vol.25*(No.8) 171-9.
- Deletic A. (1998). *The First Flush Load of Urban Surface Runoff*. *Water Research Vol.32*(No.8) 2462-70.
- Deutsch J. C. and J. C. Hémain. (1984). *Main results of the French National programme of Urban Run-off Quality Measurements*. Int.

- Conf. on Urban Storm Drainage - Göteborg: Chalmers University of Technology, *Vol.4*
- Driver, N.E. and Tasker, G.D. (1990): *Techniques for estimation of storm-runoff loads, volumes, and selected constituent concentrations in urban watersheds in the United States*. US Geological Survey Water Supply paper 2363.
- Ellis J. B. (1986). *Pollutional Aspects of Urban Runoff*. NATO ASI Series Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, *Vol.G10* 1-38
- Ellis J. B. and T. Hvitved-Jacobsen. (1996). *Urban Drainage Impacts on Receiving Waters*. *Journal of Hydraulic Research* *Vol.34*(No.6) 771-83.
- EPA U. S. (1983). *Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program*. Washington, D.C. 20460: Water Planning Division - U.S. Environmental Protection Agency,
- European Standard CEN EN 752-4. (1997). *Drain and Sewer Systems Outside Buildings - Part 4: Hydraulic Design and Environmental Considerations*. CEN central secretariat: Rue de Strassart, 36 B-1050 Brussels: European Committee for Standardization,
- Field R. (1984). *The USEPA Office of Research and Developments view of Combined Sewer Overflow*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage - Göteborg: Chalmers University of Technology, *Vol.4* 1333-56.
- Friedler E. and D. Butler. (1996). *Quantifying the inherent uncertainty in the quantity and quality of domestic wastewater*. *Water Science and Technology* *Vol.33*(No.2) 65-78.
- FWR. (1994). *Urban Pollution Management Manual FR/CL 0002*. Liston Road, Marlow, Buckinghamshire, UK: Foundation for Water Research,
- Geiger W. F. (1984). *Characteristics of Combined Sewer Runoff*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage - Göteborg: Chalmers University of Technology, *Vol.4*
- Geiger W. F. (1986a). *Use of Field Data in Urban Drainage Planning*. Heidelberg 1986: Nato ASI Series - Urban Run-off Pollution, Springer-Verlag, *Vol.G10* 103-126
- Geiger W. F. (1986b). *Variation of Combined Runoff Quality and Resulting Pollutant Retention Strategies*. Wageningen - The Netherlands: TNO Committee on Hydrological research, *Vol.1* 71-91.
- German ATV - A 128E. (1992). *Standards for the Dimensioning and Design of Stormwater Structures in Combined Sewers*. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA) Hennef: ATV German Association for Water Pollution Control,
- Gromaire-Mertz M. C., G. Chebbo, and M. Saad. (1998a). *Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris*. *Water Science and Technology* *Vol.37*(No.1) 35-43.

- Gromaire-Mertz M. C., S. Garnaud, A. Gonzalez, and G. Chebbo. (1998b). *Characterization of runoff pollution in Paris*. 3rd Int. Conf. NO-VATECH, Lyon, France: Vol.1 29-37.
- Gupta K. and A. J. Saul. (1996). *Specific Relationships for the First Flush Load in Combined Sewer Flows*. *Water Research* Vol.30(No.5) 1244-52.
- Harremoës P. (1982). *Immediate and Delayed Oxygen Depletion in Rivers*. *Water Research* Vol.16 1093-8.
- Heaney, J.P.; Huber, W.C. and S.J. Nix (1976). *Storm water management model: level I –preliminary screening procedures*, EPA Rep. No. 66/2-76-275, U.S. Envir. Protection Agency (U.S. EPA), Cincinnati, Ohio.
- Hémain J. C. (1986). *Statistically Based Modelling of Urban Runoff Quality: State of the Art*. NATO ASI Series Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, Vol.G10 277-303
- Herrmann T. and U. Klaus. (1997). *Fluxes of nutrients in urban drainage systems: Assessment of sources, pathways and treatment techniques*. *Water Science and Technology* Vol.36(No.8-9) 167-72.
- Hogland W., R. Berndtsson, and M. Larson. (1984). *Estimation of Quality and Pollution Load of Combined Sewer Overflow Discharge*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage - Göteborg: Chalmers University of Technology, Vol.3 841-50.
- Hoos, A.B. (1996). *Improving regional-model estimates of urban-runoff quality using local data*. *Water Resources Bulletin* Vol. 32 (No.4), p. 855-863.
- Huber W. C. (1986). *Deterministic Modelling of Urban Runoff Quality*. Heidelberg 1986: Springer-Verlag, Vol.G10 167-242
- Hvitved-Jacobsen T. (1982). *The Impact of Combined Sewer Overflows on the Dissolved Oxygen Concentration of a River*. *Water Research* Vol.16 1099-105.
- Hvitved-Jacobsen T. (1986). *Conventional Pollutant Impacts on Receiving Waters*. Heidelberg 1986: Springer-Verlag, Vol.G10 103-126
- Hvitved-Jacobsen T. and P. Harremoës. (1982). *Impact on Combined Sewer Overflows on Dissolved Oxygen in Receiving Streams*. Urban Storm Water Quality, Management and Planning, 2nd Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Urbana, Illinois, USA: Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA, 226-35.
- Hvitved-Jacobsen T., J. Vollertsen, and P. H. Nielsen. (1998b). *A Process and Model Concept for Microbial Wastewater Transformations in Gravity Sewers*. *Water Science and Technology* Vol.37(No.1) 233-41.
- Hvitved-Jacobsen T., J. Vollertsen, and N. Tanaka. (1998a). *Wastewater Quality Changes During Transport in Sewers - an Integrated Aerobic and Anaerobic Model Concept for Carbon and Sulphur Microbial Transformations*. *Water Science and Technology* Vol.38(No.10) 257-64.

Bilag A: Literature review

- IAWQ. (1996). *Solids in Sewers: State of the Art*. IAWQ,
- Kleijwegt R. A. (1992). *Communications on Hydraulic and Geotechnical Engineering - On Sediment Transport in Circular Sewers with Non-cohesive Deposits*. Delft University of Technology,
- Linde J. J. and P. S. Mikkelsen. (1998). *Combined Effects of Retrofitting, Stormwater Infiltration and Real Time Control for Combined Sewer Overflow Abatement*. Imperial College of Science, Technology & Medicine, London, UK: Vol.2 545-52.
- Lindholm O. and P. Balmér. (1978). *Pollution in Storm Runoff and Combined Sewer Overflows*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Southampton, England: Vol.1 575-85.
- Lucas-Aiguier E., G. Chebbo, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, B. Gagné, and P. Hedges. (1997). *Analysis of the Methods for Determining the Settling Characteristics of Sewage and Stormwater Solids*. Aalborg University: 2nd Int. Conf. on The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor, Aalborg, Denmark, Vol.1
- Maksimovic C. and M. Radojkovic. *Urban Drainage Catchments*. (1986). PERGAMON,
- Mance G. and M. M. Harman. (1978). *The Quality of Urban Storm-water Run-off*. Int. Conf. on Urban Storm Drainage - Southampton: Pentech Press, Vol.1 603-17.
- Michelbach S. (1995). *Origin, Resuspension and Settling Characteristics of Solids Transported in Combined Sewage*. *Water Science and Technology* Vol.31 (No.7) 69-76.
- Michelbach S. and C. Wöhrle. (1992). *Settleable Solids in a Combined Sewer System - Measurement, Quantity, Characteristics*. *Water Science and Technology* Vol.25(No.8) 95-102.
- Miljøstyrelsen (1990a): *Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning*. Miljøprojekt 136. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1990b): *Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb*. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen. (1997). *Det intensive måleprogram for de regnvandsbetingede udløb*. Report No.43.
- Novotny, V. (1991). *Urban diffuse pollution: Sources and abatement*. *Water Environment and Technology* Vol. 3 (No.12), pp. 60-65.
- Novotny, V. (1992). *Unit pollution loads. Their fit in abatement strategies*. *Water Environment and Technology* Vol. 4 (No.1), pp. 40-43.
- Onderdelinden G. and J. L. Timmer. (1986). *Discharges of Pollutants From Dutch Sewer Systems; An Overview of Measurements, Experiences and Results*. Wageningen - The Netherlands: TNO Committee on Hydrological research, Vol.1 53-69.

- Pandit, A. and G. Gopalakrishnan (1997). *Estimation of Annual Pollutant Loads under Wet-Weather Conditions. Journal of Hydrologic Engineering Vol.2 (No.4)*, pp. 211-219.
- Pearson L. G., R. C. Thornton, A. J. Saul, and K Howard. (1986). *An introductory Analysis of Factors Affecting the Concentration of Pollutants in the First Foul Flush of a Combined Storm Sewer System*. Wageningen - The Netherlands: TNO Committee on Hydrological research, *Vol.1* 93-117.
- Pitt, R. (1999): *Information about the NURP database* (personal communication).
- Ristenpart E. (1995). *Sediment Properties and Their Changes in a Sewer. Water Science and Technology Vol.31(No.7)* 77-83.
- Roesner L. A. (1996). *National Storm Water Quality Regulations and Standards. Journal of Hydraulic Research Vol.34(No.6)* 841-56.
- Saget A. and G. Chebbo. (1996). *Quastor: The French Database about the Quality of Urban Wet Weather Discharges. 7th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany: Vol.3* 1707-13.
- Saget A., G. Chebbo, and Jean-Luc Bertrand-Krajewski. (1996). *The First Flush in Sewer Systems. Water Science and Technology Vol.33(No.9)* 101-8.
- Saget A., M. C. Gromaire-Mertz, J. C. Deutsch, and G. Chebbo. (1998). *Extent of Pollution in Urban Wet Weather Discharges. BHS Int. Conference on "Hydrology in a Changing Environment", Exeter, UK:*
- Saul A. J. (1998). *CSO State of the Art Review: A UK perspective. 4th Int. Conf. on Developments in Urban Drainage Modelling, UDM, London, UK: Vol.1* 617-27.
- Schaarup-Jensen K. and T. Hvitved-Jacobsen. (1991). *Pollution from Urban Runoff - Oxygen Depletion in Streams and Rivers. COMETT II Triton Course (Integrated Urban Runoff):* 17
- Schlütter F. and K. Schaarup-Jensen. (1998). *Sediment Transport Under Dry Weather Conditions in a Small Sewer System. Water Science and Technology Vol.37(No.1)* 155-62.
- Schueler, T.R. (1987). *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMP's*. Dept. of Envir. Programs, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington D.C., Publ. No. 87703.
- Smullen, T.; Shallcross, A.L.; Cave, K.A. (1999): *Updating the U.S. Nationwide Urban runoff quality data base. Water Science and Technology, 39(12)*, 9-16.
- Stotz G. and Kh. Krauth. (1984). *Factors Affecting first Flushes in Combined Sewers. 3rd Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Göteborg, Sweden: Chalmers University of Technology, Vol.3* 869-77.

Bilag A: Literature review

- SVK (1984): *Recipientbelastning fra overløbsbygværker*. Dansk Ingeniørforening, Spildevandskomitéen, Skrift 21. Tekst og Tryk, København.
- Tasker G. D. and N. E. Driver. (1988). *Nationwide Regression Models for Predicting Urban Runoff Water Quality at Unmonitored Sites*. *Water Resources Bulletin Vol.24(No.5)* 1091-101.
- USEPA (1983): *Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program*. Washington, D.C. 20460: Water Planning Division - U.S. Environmental Protection Agency,
- VanBuren M. A., W. E. Watt, and J. Marsalek. (1997). *Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters*. *Water Research Vol.31(No.1)*
- Verbanck M. (1990). *Sewer Sediments and Its Relation With the Quality Characteristics of Combined Sewer Flows*. *Water Science and Technology Vol.22 (No.8)* 247-57.
- Villadsen, M. (1998). *Cost Benefit Analysis of integrated Urban Drainage Systems*. *Student project report*. Department of Environmental Science and Engineering, Technical University of Denmark.
- Vollertsen J. and T. Hvitved-Jacobsen. (1998). *Aerobic Microbial Transformations of resuspended Sediments in Combined Sewers - a Conceptual Model*. *Water Science and Technology Vol.37(No.1)* 69-76.
- Vollertsen J. and T. Hvitved-Jacobsen. (1999). *Stoichiometric and Kinetic Model Parameters for Microbial Transformations in Combined Sewers*. (Accepted for) *Water Research* 16
- Vollertsen J., T. Hvitved-Jacobsen, I. McGregor, and R. M. Ashley. (1998). *Aerobic Microbial Transformations of Pipe and Silt Trap Sediments from Combined Sewers*. *Water Science and Technology Vol.38(No.10)* 249-56.
- VROM. (1991). *Final Report of the 1982-1989 NWRW Research Programme*. Gravenhage, Netherlands: SDU Publishers, Report No.ISBN 90 346 2569 9
- Waller D. H. and W. C. Hart. (1986). *Solids, Nutrients, and Chlorides in Urban Runoff*. NATO ASI Series Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, *Vol.G10* 59-85
- Warn A. and A. Gunby. (1998). *Using 99 Percentiles of River Water Quality to Design Controls on Discharges from Sewers*. -
- Xanthopoulos C. and A. Augustin. (1992). *Input and Characterization of Sediments in Urban Sewer Systems*. *Water Science and Technology Vol.25(No.8)* 21-8.

Bilag B

Bearbejdning af danske m ededata for f el- leskloakerede oplande

1	INDLEDNING.....	93
1.1	BAGGRUND.....	93
1.2	HIDTIDIG BEARBEJDNING.....	93
1.3	FORM�AL OG METODE	93
2	DATAMATERIALE.....	95
3	BEARBEJDNING AF H�ENDELSESMIDDELKONCENTRATIONER	99
3.1	VARIATION AF H�ENDELSESMIDDELKONCENTRATIONER.....	99
3.2	BEREGNEDE H�ENDELSES- OG STATIONSMIDDELKONCENTRATIONER	101
3.3	TYPETAL BASERET P�A DANSKE H�ENDELSESMIDDELKONCENTRATIONER...	103
4	ANALYSE AF KORRELATIONSSTRUKTUR.....	105
4.1	FORKLARINGSGRAD FOR HVER VARIABLE OG HVERT OPLAND	106
4.2	KORRELATIONSSTRUKTUR FOR VARIABLE P�A TV�ERS AF OPLANDE.....	106
4.3	SAMVARIATION MELLEM FORKLARENDE VARIABLE	108
4.4	GENEREL LINE�ER MODEL	109
5	FRAKTIONERET PR�VEUDTAGNING.....	113
5.1	KONCENTRATIONS�ENDRINGER GENNEM H�ENDELSEN	113
5.2	OVERVANDSKONCENTRATIONER SIDST I STORE REGNH�ENDELSER.....	116
5.3	SAMMENLIGNING MED H�ENDELSESMIDDELKONCENTRATIONER	117
6	BETYDNING AF VARIATION UNDER OG MELLEM REGNH�ENDELSER.....	119
7	OPSAMLING	121
8	LITTERATUR	123

1 Indledning

1.1 Baggrund

Samtidig med etableringen af overvågningsprogrammet for Vandmiljøplanen blev etableret en række målestationer, der skulle verificere og udbygge viden om beregningsforudsætningerne i det generelle måleprogram. Der blev etableret 6 målestationer, hvor der blev målt sammenhængende tidsrækker af regn og afstr mningsforl b. For tre af disse stationer blev endvidere udtaget vandprøver af nogle af de registrerede hændelser med henblik på at analysere for organisk stof, næringssalte og suspenderet stof. Miljøstyrelsen har lavet en sammenfatning af resultaterne (Miljøstyrelsen, 1997).

Det intensive måleprogram blev tilrettelagt på baggrund af det hidtidige videngrundlag som bestod af data fra 3 målestationer. Bearbejdningen af disse data resulterede i anbefalede stofkoncentrationer (Miljøstyrelsen, 1990a) samt en anbefaling af, hvorledes et fremtidigt prøvetagningsprogram skulle designes (Miljøstyrelsen, 1990b).

1.2 Hidtidig bearbejdning

Den hidtidige bearbejdning af de nye data har vist, at de nye målinger generelt ligger på et højere niveau end de hidtidige typetal; specielt for organisk stof er der tale om væsentlige forskelle. Endvidere indikerer de nye data, at der i nogle oplande er tale om kraftige ændringer i koncentrationer under og mellem hændelser, der delvist kan modelleres vha. forklarende variable såsom maksimal regnintensitet, afstrømmet volumen, tid siden sidste hændelse mv. Der er derfor behov for en fornyet bearbejdning, der opsamler viden fra både de oprindelige og de nye oplande.

De afstrømmede vandmængder er stort set i overensstemmelse med de hidtidige anbefalinger. Derfor omfatter den nye bearbejdning ikke de hydrologiske parametre, men kun stofparametrene. En undersøgelse har endvidere vist, at specielt for ekstremhændelser er det usikkerheden på stofkoncentrationen, der har størst betydning for mængden af aflastet stof (Arnbjerg-Nielsen *et al.*, 1994).

1.3 Formål og metode

Dette bilag bearbejder målinger fra danske m lestioner i fælleskloakerede afløbssystemer. Målingerne hidrører fra M lle unders gelsen (Johansen, 1985), Birkerød kommune (Birkerød kommune, 1982, Miljøstyrelsen, 1990a) samt det intensive måleprogram i forbindelse med vandmiljøplanens overvågningsprogram (Miljøstyrelsen, 1997).

Formålet med notatet er at lave en syntese på baggrund af de danske data og komme med en foreløbig anbefaling på baggrund af dette materiale.

Bilag B: Bearbejdning af danske m edata

Der fokuseres p a at identificere eventuelle systematiske variationer mellem oplande og mellem og under regnh endelser.

Den nye bearbejdning er baseret p a statistiske v erkt oger, der er almindelige indenfor statistisk analyse af m alinger. Der er derfor behov for definition af en terminologi for s avel afstr omningens processer og for den statistiske bearbejdning af datamaterialet.

De definitioner omkring processer i afstr omningen som er n odvendige for at forst a n erv erende bilag er defineret i hovedrapporten og vil ikke blive gentaget i bilaget. De statistiske v erkt oger som er benyttet under bearbejdningen er ikke omtalt i hovedrapporten og i dette bilag er der ogs a lagt v egt p a tolkningen af resultaterne i stedet for en detaljeret beskrivelse af v erkt ojerne og deres foruds etninger. Hvor det er sk onnet centralt for forst aelsen er de statistiske v erkt oger forklaret i almindeligt sprogbrug; de øvrige steder er der henvist til den statistiske litteratur.

2 Datamateriale

I alt indgår data fra seks oplande; tre af disse er målt i perioden 1974 - 1981 og er tidligere bearbejdet grundigt (Miljøstyrelsen, 1990a). Målinger i de sidste tre oplande er foregået i perioden 1992 - 1995 som led i vandmiljøplanens intensive måleprogram. Oplandene beskrevet i hovedtal i tabel 2.1 og den omtrentlige placering er vist på figur 2.1.

	Type m�ling	Totalt areal (ha)	Bef�stet areal (ha)	Hyd. red. (%)	Antal Stofh�ndelser	Regn med stof (mm)
Vestre Paradisvej	Total	17,15	3,92	0,65	18 (26)	171 (281)
Cederv�nget	Total	5,28	2,38	0,69	20 (27)	196 (263)
Odinsvej	Overvand	28,01	6,34	0,81	19	-
Soldalen	Overvand	10,20	3,15	0,71	12	59
Vissing	Overvand	20,54	3,45	0,90	17	107
Hasseris	Overvand	94,00	31	0,43	15	87

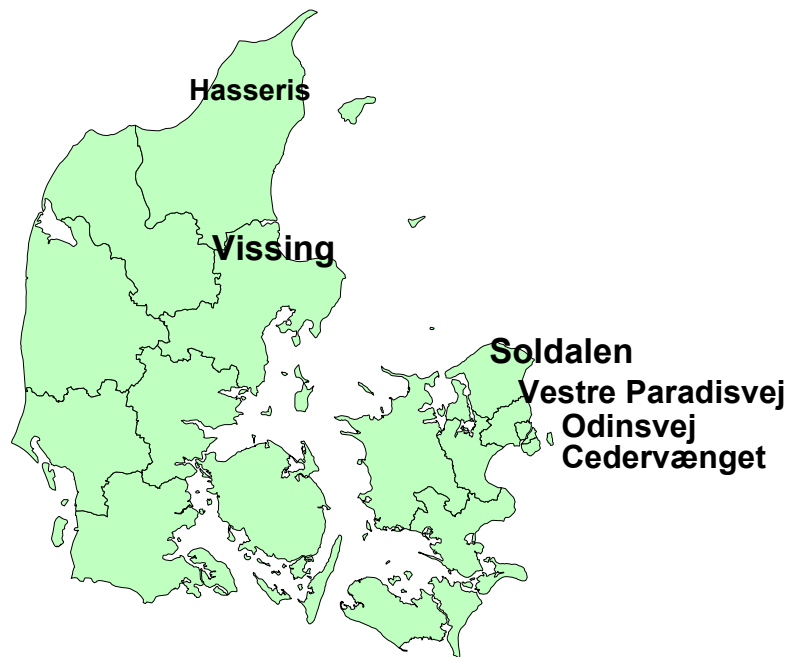
Tabel 2.1

Hovedtal for de seks oplande. For Vestre Paradisvej og Cedervænget er nogle hændelser analyseret samlet som en enkelt hændelse. Der er analyseret på hhv. 18 og 20 separate regnhændelser. I parentes er angivet, hvor mange analyseresultater der forefindes.

Det optimale havde været at benytte præcis det samme datamateriale for de tre første oplande som er rapporteret i Miljøstyrelsen (1990a). Dokumentation af dette materiale har imidlertid ikke kunnet fremskaffes.

*Vestre Paradisvej
Cedervænget*

Hovedtallene for Vestre Paradisvej og Cedervænget har kunnet fremskaffes fra Johansen (1985), hvor også dataopsamlingen er beskrevet detaljeret. I Miljøstyrelsen (1990a) benyttes kun hændelser, der er analyseret enkeltvist, og spildevandsbidraget er skønnet og fratrukket, således at der regnes på overvandskoncentrationer. Dette er ikke tilfældet i bearbejdningen i Johansen (1985). Miljøstyrelsen (1990a) sammenligner de to bearbejdninger, og det konkluderes, at såvel middelværdier og medianværdier generelt er (lidt) mindre i Johansen (1985). En simpel analyse af rådata viser, at en stor del af forskellen mellem de to bearbejdninger sandsynligvis ligger i vægtningen af h ndelseskoncentrationen med det afstrømmede volumen.



Figur 2.1
Placering af oplande.

Odinsvej

Det har ikke været muligt at retablere de bearbejdede data for Odinsvej. Data for Odinsvej foreligger derfor kun i det omfang de indgår i figurer mv. i Miljøstyrelsen (1990a). Data kan derfor kun medtages i den simple deskriptive statistik af hændelsesmiddelkoncentrationer, men ikke i udregning af stationsmiddelkoncentrationer eller analyse af korrelationer og identifikation af indflydelsen af mulige forklarende variable på hændelsesmiddelkoncentrationen.

Soldalen

I forbindelse med nærværende bearbejdning er data fra Soldalen blevet analyseret på ny. Dataopsamlingen er beskrevet i Miljøstyrelsen (1997). Alle regnhændelser med stofprøver er gennemgået med henblik på at beregne fraktioneringen af hændelserne. Prøveudtagningen er foretaget flowproportionalt med en tidsopløsning i fraktioneringen på 3 timer.

Vissing

Rådata fra Vissing er også gået tabt. Alle oplysninger i denne bearbejdning er derfor taget fra Miljøstyrelsen (1997). Prøveudtagningen er sket flowproportionalt ved at måle på den videreførende ledning samt overløbsledningen. Der er ikke målt fraktionerede prøver, idet prøverne er sammenblandet inden de kemiske analyser.

Hasseris

For oplandet i Hasseri er bearbejdningen baseret på de regneark, der er udarbejdet af Nordjyllands Amt i forbindelse med afrapporteringen. I forhold til bearbejdningen i Miljøstyrelsen (1997) er der en række ændringer, idet en række regnhændelser i den daværende bearbejdning var

Bilag B: Bearbejdning af danske m edata

blevet trunkeret, dvs. den sidste del af h endelsen var ikke medtaget i bearbejdningen. V esentligst er h endelsen den 15. september 1994, der i den f orn evnte bearbejdning indg ar med et regnvolumen p a 25 mm, men som i n arv erende bearbejdning har 73 mm. Endvidere har amtet v eret behj elpelige med at fremskaffe supplerende data, specielt omkring fraktionering af h endelserne. Pr oveudtagningen er sket som flowproportionale pr over med en tidsopl osning p a 20 minutter under regn. Dataopsamlingen er beskrevet i Milj ostyrelsen (1997).

3 Bearbejdning af hændelsesmiddelkoncentrationer

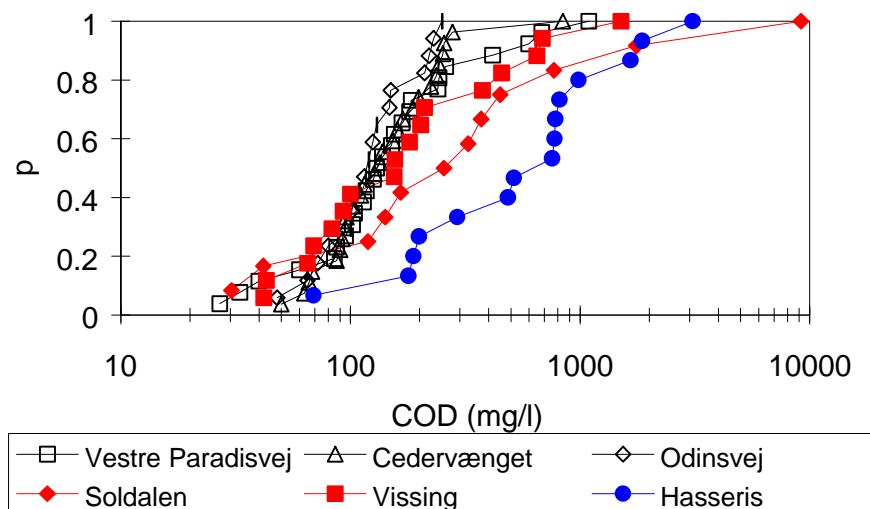
3.1 Variation af hændelsesmiddelkoncentrationer

I Miljøstyrelsen (1997) er det p apeget, at beregning af stationsmiddelkoncentrationer medfører markant højere koncentrationer på de tre nye stationer, op til 5 gange de hidtil anbefalede værdier. Det, der sammenlignes, er fordelingen af h ndelseskoncentrationerne med den hidtil anbefalede værdi. Denne sammenstilling bør foretages med varsomhed, idet den hidtil anbefalede værdi ikke er baseret på væsentlig flere data end det nye datamateriale. Derfor bør man i stedet for betragte fordelingen af hændelsesmiddelkoncentrationer for de seks oplande under et.

3.1.1 COD

Empirisk fordelingsfunktion

De empiriske fordelingsfunktioner for COD for alle oplande er vist i figur 3.1. Det ses, at de tre gamle oplande har stort set sammenfaldende fordelinger (bemærk afbildningen er i log-skala) og at 2 af de nye oplande har et stort sammenfald med de tre gamle, dog med en forhøjet risiko for hændelser med meget høje koncentrationer. Oplandet i Hasseris har tilsvarende generelt høje koncentrationer.



Figur 3.1

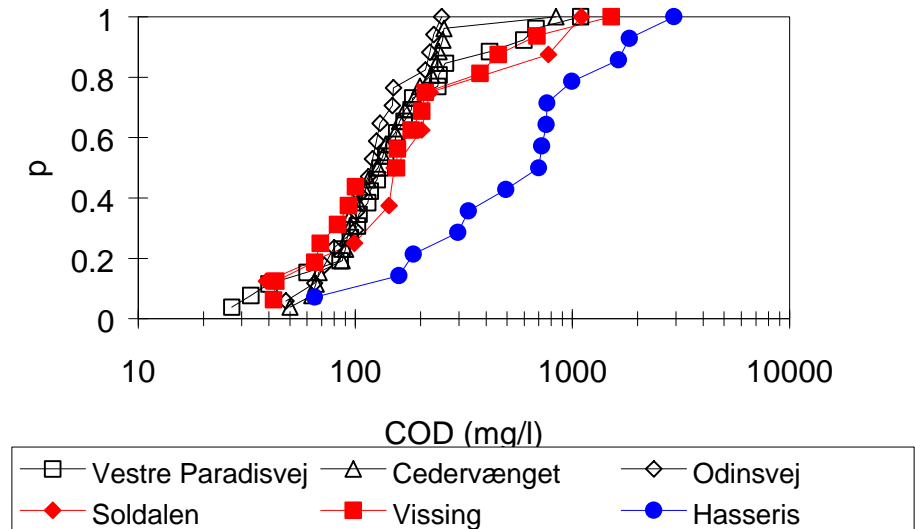
Fordeling af hændelsesmiddelkoncentrationer for de seks oplande. De tre gamle oplande er markeret med gennemsigtige signaturer. Specielt Hasseris falder udenfor. De S-formede kurver i en logaritmisk afbildning indikerer, at data beskrives godt af en log-normal fordeling.

Små hændelser fjernes

En del af hændelserne i de nye oplande er baseret på meget små hændelser, ned til 0,1 mm afstrømmet overvand. Den mindste hændelse, der er medtaget selvstændigt i de gamle oplande er på 1,6 mm. En så lille hændelse vil kun yderst sjældent medføre aflastning. Derfor slettes alle h n-

Bilag B: Bearbejdning af danske m edata

delser med et afstr mmed volumen på under 1 mm også for de nye oplande. Ved fjernelse af disse små h endelser ekskluderes 4 h endelser fra Soldalen og en fra hvert af oplandene Vissing og Hasseris. Fordelingerne af h endelsesmiddelkoncentrationer af COD ser herefter ud som vist på figur 3.2. Det ses umiddelbart, at de fem af oplandene tilhører samme fordelingsfunktion, mens Hasseris adskiller sig markant fra de  vrige.



Figur 3.2

Fordeling af h endelsesmiddelkoncentrationer for de seks oplande efter at have fjernet alle h endelser på under 1 mm afstr mmed overvandsvolumen. Hasseris ses at være en outlier i forhold til de øvrige oplande.

3.1.2 P, N og SS

Konklusionerne for COD kan overføres til de øvrige stoftyper. Målingerne af P indikerer dog, at fordelingen af HMK for Soldalen og Vissing ligger lidt lavere end de gamle oplande

3.1.3 Sammenligning mellem oplande

Hasseris er outlier

Hasseris adskiller sig klart fra de andre fem oplande. Oplandet er meget stort i forhold til de øvrige oplande. Det burde dog ikke i sig selv give anledning til s  store forskelle. Det virker mere sandsynligt, at årsagen skal findes i flade strækninger i afløbssystemet samt områder med problemer med sedimentation. Man er påbegyndt reovering af oplandet og har konstateret store problemer med rodindr ngning og sammenfaldne rør. I en selvstændig analyse konkluderer Larsen *et al* (1998), at der fra oplandet i Hasseris er tale om en kraftig *First Flush* effekt, idet den afstrømmede masse af COD er bedre korreleret til den forudgående t rvejrsperiode end til regnafstr mningen. Fraktionerede prøver fra oplandet udviser da også betydelige koncentrationsændringer i løbet af h endelserne, se kapitel 5.

Modellering af forskelle

Bearbejdningen som er anskueliggjort i figur 3.2 viser, at der eksisterer mindst to typer af oplande i Danmark. Hvis variationen var rent stoka-

stisk kunne opbygges en compound-model, der angav sandsynligheden for at et opland tilhørte den ene eller anden fordeling. Det er dog ikke rimeligt i denne situation, hvor det er sandsynliggjort, at der er tale om en forskel, der kan forklares og modelleres deterministisk. I oplande hvor det er sandsynliggjort at der ikke er problemer med sedimentation kan benyttes koncentrationer svarende til de fem oplande i dette notat. Hvis der derimod er tale om et opland med kendte problemer og et stort renoveringsbehov må der benyttes forhøjede koncentrationsniveauer. De aktuelle koncentrationsniveau bør da fastlægges ved at sammenligne med Hasseris eller f.eks. hollandske data.

3.2 Beregnede hændelses- og stationsmiddelkoncentrationer

Den primære forskel på oplandene er tilsyneladende graden af resuspension under regn, hvor Hasseris adskiller sig fra de øvrige fem oplande. Nærværende bearbejdning vil derfor primært fokusere på at modellere de fem oplande med begrænset resuspension. I tabel 3.1 – 3.4 er angivet såvel HMK som SMK for alle stoftyper og alle måleoplande. Endvidere er angivet vægtede værdier af stationsmiddelkoncentrationer fra de fem oplande med ens karakteristika svarende til, at alle hændelser var målt på samme opland. Det bemærkes, at dermed vægtes Vestre Paradisvej og Cedervej højt i forhold til de øvrige oplande, se tabel 2.1.

	Trans-formation	HMK		SMK
		Middel	spredning	
Vestre Paradisvej	-	281	161	200
	log	2,37 (234)	0,26	
Cedervænget	-	157	126	122
	log	2,08 (119)	0,33	
Odinsvej	-	155	73	-
	log	2,14 (137)	0,23	
Soldalen	-	-	-	-
	log	-	-	
Vissing	-	328	314	227
	log	2,36 (231)	0,36	
Hasseris	-	795	724	404 (680)
	log	2,75 (562)	0,37	
Samlet (Uden Hasseris)	-	230	190	180
	log	2,23 (171)	0,33	

Tabel 3.1

HMK og SMK for SS for alle oplande. Parenteser angiver hhv. antilogaritmerede værdier for middelværdierne og SMK for Hasseris uden ekstrem afstrømningshændelse. Der er ikke målt SS ved Soldalen. Pga. manglende informationer kan der ikke udregnes SMK for Odinsvej. Der er ikke udregnet en vægtet SMK for de logaritmisk fordelte observationer, da tolkningen vil være uklar.

Bilag B: Bearbejdning af danske m²edata

	Trans-formation	HMK		SMK
		Middel	spredning	
Vestre Paradisvej	-	3,84	3,32	2,4
	log	0,47 (3,0)	0,30	
Cedervænget	-	2,82	1,64	2,5
	log	0,40 (2,5)	0,21	
Odinsvej	-	1,74	0,96	-
	log	0,18 (1,5)	0,22	
Soldalen	-	2,17	1,83	2,6
	log	0,19 (1,5)	0,41	
Vissing	-	2,83	2,50	2,1
	log	0,33 (2,1)	0,33	
Hasseris	-	10,7	10,6	3,7 (10,0)
	log	0,81 (6,5)	0,51	
Samlet (Uden Hasseris)	-	2,8	2,4	2,4
	log	0,35 (2,2)	0,3	

Tabel 3.2

HMK og SMK for P for alle oplande. Parenteser angiver hhv. antilogaritmerede værdier for middelværdierne og SMK for Hasseris uden ekstrem afstrømningshændelse. Pga. manglende informationer kan der ikke udregnes SMK for Odinsvej. Der er ikke udregnet en vægtet SMK for de logaritmisk fordelte observationer, da tolkningen vil være uklar.

	Trans-formation	HMK		SMK
		Middel	spredning	
Vestre Paradisvej	-	17,4	23,3	9,2
	log	1,03 (10,7)	0,38	
Cedervænget	-	11,0	7,6	9,0
	log	0,97 (9,4)	0,24	
Odinsvej	-	3,3	1,9	-
	log	0,45 (2,80)	0,27	
Soldalen	-	8,7	4,2	8,0
	log	0,89 (7,7)	0,24	
Vissing	-	12,8	8,7	10,6
	log	1,01 (10,4)	0,30	
Hasseris	-	30,8	31,6	11,4 (29,1)
	log	1,27 (18,3)	0,50	
Samlet (Uden Hasseris)	-	12	14	9,4
	log	0,90 (8)	0,36	

Tabel 3.3

HMK og SMK for N for alle oplande. Parenteser angiver hhv. antilogaritmerede værdier for middelværdierne og SMK for Hasseris uden ekstrem afstrømningshændelse. Pga. manglende informationer kan der ikke udregnes SMK for Odinsvej. Der er ikke udregnet en vægtet SMK for de logaritmisk fordelte observationer, da tolkningen vil være uklar.

	Trans-formation	HMK		SMK
		Middel	spredning	
Vestre Paradisvej	-	216	238	126
	log	2,16 (145)	0,38	
Cederv�nget	-	172	150	144
	log	2,15 (140)	0,26	
Odinsvej	-	133	61	-
	log	2,08 (121)	0,20	
Soldalen	-	341	382	333
	log	2,31 (205)	0,47	
Vissing	-	276	371	137
	log	2,21 (161)	0,44	
Hasseris	-	847	795	332 (715)
	log	2,74 (550)	0,45	
Samlet (Uden Hasseris)	-	210	240	160
	log	2,16 (150)	0,34	

Tabel 3.4

HMK og SMK for COD for alle oplande. Parenteser angiver hhv. antilogaritmerede værdier for middelværdierne og SMK for Hasseris uden ekstrem afstrømningshændelse. Pga. manglende informationer kan der ikke udregnes SMK for Odinsvej. Der er ikke udregnet en vægtet SMK for de logaritmisk fordelte observationer, da tolkningen vil være uklar.

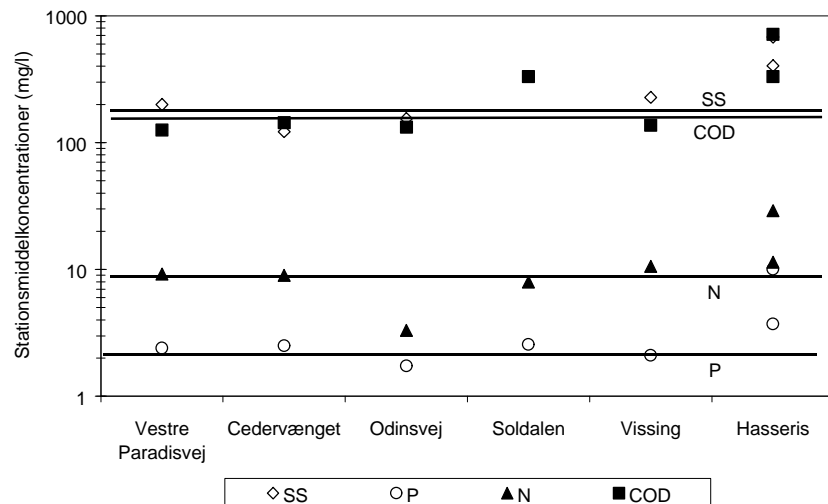
Af tabel 3.1 – 3.4 fremgår det, at SMK for Hasseris er meget lav sammenlignet med fordelingen af HMK. Det skyldes, at der er en ekstrem hændelse på 73 mm, der indgår i beregningen. Denne hændelse har selv sagt den laveste HMK, jf. diskussionen omkring first flush i oplandet.

På figur 3.3 er vist de beregnede SMK-værdier for alle målestationer. For Hasseris er indtegnet to værdier. Den lave SMK værdi svarer til beregningen i tabel 3.1 – 3.4, hvorimod den høje værdi er beregnet ved at se bort fra den ekstreme hændelse.

3.3 Typetal baseret på danske hændelsesmiddelkoncentrationer

Der er generelt god overensstemmelse mellem de gamle og de nye data, bortset fra Hasseris. Der er udført et test for, hvorvidt fordelingerne af HMK mellem oplande er tilfældig for de fem øvrige oplande ved at lave en variansanalyse mellem oplandene. En hypotese om ens fordelinger accepteres for COD og N og forkastes for SS. For P er hypotesen accepteret, men er tæt på at blive forkastet. Der er 10% sandsynlighed for, at de empiriske fordelinger af HMK for P er ens; normalt forkaster man hypotesen ved kun 5% sandsynlighed. N r hypotesen forkastes, må middelværdien til brug for beregning af  rsbelastningen opgives som et interval.

Bilag B: Bearbejdning af danske m²edata



Figur 3.3

SMK-værdier for SS, P, N og COD. Endvidere er indtegnet forslag til fremtidige anbefalede værdier til beregning af årsbelastninger i oplande uden stort volumen. Værdier for Odinsvej er skønnede på baggrund af HMK-værdierne. Hasseris har to værdier; hhv. med og uden en ekstrem hændelse.

For oplande uden sedimentationsproblemer er der dermed kun behov for mindre justeringer af de hidtidige typetal, se tabel 3.5. Intervallerne for SS skyldes, at der er en signifikant variation mellem oplande, mens intervallerne for de ekstreme værdier skyldes et begrænset antal målinger. En analyse af de fraktionerede prøver giver dog anledning til at begrænse typetallenes anvendelse til oplande med begrænsede volumener, se kapitel 5.

	Ekstrem belastning (Median-værdi)	Årsbelastning (Stationsmiddel)
SS (mg/l)	150-200	150-200
P(mg/l)	Ikke relevant	2,5
N(mg/l)	Ikke relevant	10
COD(mg/l)	130-160	160

Tabel 3.5

Typiske hændelsesmiddelkoncentrationer for overvand i oplande uden sedimentationsproblemer og med begrænset volumen. Se endvidere tabel 1.2 samt kapitel 4 og 5.

4 Analyse af korrelationsstruktur

Forklarende variable

For de fem af oplandene er der flere mulige forklarende variable, som kan bruges til at beskrive variationerne af HMK. De primære variable er baseret på tid siden sidste regnhændelse samt karakteristika ved såvel regn som afstrømning. I tabel 4.1 er vist en oversigt over alle de forklarende variable, der er blevet benyttet i beregningerne af korrelationer. Som omtalt i kapitel 2 er det ikke lykkedes at etablere data fra Odinsvej til brug for denne del af undersøgelsen.

	Antal regnh�ndelser	Regnvolumen (<i>ivol</i>)	Regnvarighed (<i>ivar</i>)	Gennemsnitlig regnintensitet (<i>igns</i>)	Max. 10 min. intensitet (<i>i10</i>)	Afstr�mmet volumen (<i>afvol</i>)	Afstr�mningsvarighed (<i>qvar</i>)	Maximalt flow (<i>qmax</i>)	Gennemsnitligt flow (<i>qgns</i>)	Forudg�ende t�r-vejrperiode (<i>ttoer</i>)
Vestre Paradisvej	18	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ceder-v�nget	20	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Soldalen	8	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Vissing	16	X	X	X	X	X				X
Hasseris	14	X	X	X		X	X	X	X	X

Tabel 4.1

Oversigt over målinger, der indgår i korrelationsunders gelsen. Hændelser på under ca. 1 mm er frasortet. Odinsvej indgår ikke i datamaterialet. Forkortelse for de forklarende variable er angivet i parentes.

Formål

Den primære formål med at undersøge korrelationerne er at undersøge og i givet fald identificere, hvilke variable fra tabel 4.1 der bedst beskriver variationen i h ndelsesmiddelkoncentrationen. Disse variable kan så benyttes til at søge efter hvilke underliggende processer der styrer de observerede korrelationer.

Variation mellem oplande

Fordelingerne for de enkelte oplande kan antages at være ens for P, N og COD uden forklarende variable for de fem oplande. For SS er der en systematisk variation mellem oplande, der bør medtages. For P, N og COD kan inddragelse af forklarende variable medføre, at variationen mellem oplande bliver signifikant, fordi den residuale variation bliver mindre. Dette gælder specielt for P, hvor der kun er 10% sandsynlighed for, at oplandene er ens.

4.1 Forklaringsgrad for hver variabel og hvert opland

Korrelationerne unders ogues ved at opbygge to typer af regressionsmodeller på baggrund af data. Regressionsmodellerne benyttes, fordi de giver det bedste billede af, hvor god en variabel er til at beskrive variationen for en bestemt stoftype. I den første undersøgelse opbygges modeller af følgende type for hvert opland og hver stoftype separat:

$$\log(HMK)_i = \mathbf{m} + \mathbf{a} \text{ var}_i + E_i \quad (4.1)$$

hvor E antages at være normalfordelt med middelværdi 0 og spredning \mathbf{s} . \mathbf{m} , \mathbf{a} og \mathbf{s} er parametre der estimeres. Forklaringsgraden, R^2 , beregnes som den reduktion af variansen der sker i forhold til ikke at lade variabelen indgå i modellen (svarende til $\alpha = 0$). Forklaringsgraden ligger mellem 0 og 1 og en høj værdi for en given variabel betyder altså, at denne variabel er velegnet til at beskrive variationen i HMK. I tabel 4.2 er angivet de variable, som ved en regressionsmodel af typen (4.1) giver forklaringsgrader på mindst 20%. Forklaringsgraden er valgt så lavt fordi formålet primært er at screene datamaterialet for mulige forklarende variable.

De variable, der generelt er nævnt flest gange i tabel 4.2 er *ivar*, *afvol*, *qvar* og *ttoer*, men også *ivol*, *igns* og *qmax* er nævnt flere gange. Derimod tyder det på, at *i10* og *qgns* er uegnede til at indgå i en model. Generelt giver de utransformerede variable højere forklaringsgrader end de log-transformerede.

4.2 Korrelationsstruktur for variable på tværs af oplande

De enkelte forklarende variable kan også testes samtidigt på alle oplande ved at opbygge en model af typen

$$\log(HMK)_{ij} = \mathbf{m} + OPLAND_i + \mathbf{a}_1 \text{ var}_{ij} + \mathbf{a}_2 \log(\text{var})_{ij} + E_{ij} \quad (4.2)$$

hvor $OPLAND$ og E er stokastiske variable og \mathbf{a}_1 og \mathbf{a}_2 er parametre, som skal estimeres sammen med spredningerne på $OPLAND$ og E , hhv. \mathbf{s}_{OPL} og \mathbf{s}_E . På den måde kan den enkelte variabel testes på tværs af oplandene, under forudsætning af, at variationen mellem oplande kan beskrives som en konstant forskel i niveauet.

Forklaringsgraderne for modeller af typen (4.2) ligger generelt mellem 10 og 50%. For disse modeller er det imidlertid også vigtigt at teste, hvilken af variablene der har størst betydning. Man kunne f.eks. tænke sig, at det var variationen mellem oplande, der gjorde, at en model havde en høj forklaringsgrad. Derfor skal nu både hele modellen testes, men også de individuelle bidrag. Det gøres ved at beregne, hvor stor sandsynligheden er for, at såvel hele modellen som de enkelte bidrag er signifikante, dvs. om forklaringsgraden er stor nok til at berettige til at parameteren bliver inddraget. Disse sandsynligheder er angivet i tabel 4.3. Sandsynligheden vil have værdier mellem 0 og 1, således at en lav værdi indikerer stor betydning. I statistisk litteratur benyttes ofte en grænse på 5%, således at værdier under 5% indikerer, at denne variabel b r indgå i modellen.

Opland	Stoftype	Forklaringsgrad > 0.20
--------	----------	------------------------

Bilag B: Bearbejdning af danske m dedata

Vestre Paradisvej	log(SS)	ivar, log(ivar), i10, log(i10), qvar, log(qvar), ttoer
	log(P)	ivar, log(ivar), igns, log(igns), qvar, log(qvar), ttoer
	log(N)	ivar, log(ivar), igns, log(afvol), qvar, log(qvar), ttoer
	log(COD)	log(qvar), ttoer
Cederv�nget	log(SS)	ivar, log(ivar), i10, igns, log(igns), qmax, log(ttoer)
	log(P)	afvol, qvar, log(qvar), log(ttoer)
	log(N)	log(ivar), ttoer, log(ttoer)
	log(COD)	log(ivar), igns, log(igns), ttoer, log(ttoer)
Soldalen	log(P)	
	log(N)	
	log(COD)	ivol, log(ivol), afvol, log(afvol), qgns, log(qgns)
Vissing	log(SS)	ivar, log(ivar), ttoer
	log(P)	
	log(N)	ttoer
	log(COD)	ivar, log(ivar), afvol, log(afvol)
Hasseris	log(SS)	log(ivol), ivar, log(ivar), log(afvol), qvar, log(qvar), ttoer, log(ttoer)
	log(P)	ivol, log(ivol), ivar, log(ivar), afvol, log(afvol), qmax, log(qmax), qvar, log(qvar), qgns, log(qgns), ttoer, log(ttoer)
	log(N)	ivol, log(ivol), ivar, log(ivar), afvol, log(afvol), qmax, qvar, log(qvar), qgns, ttoer, log(ttoer)
	log(COD)	ivol, log(ivol), ivar, log(ivar), afvol, log(afvol), qmax, log(qmax), qvar, log(qvar), qgns, log(qgns), ttoer, log(ttoer)

Tabel 4.2

Oversigt over hvilke variable der giver en forklaringsgrad på mere end 20% for stoftypen. Der er korreleret til alle forklarende variable angivet i tabel 4.1, såvel utransformerede som log-transformerede.

Det fremgår at tabel 4.3 at de variable, der bedst beskriver variationen for de enkelte stof typer er *ivol*, *ivar*, *igns*, *afvol*, *qvar* og *ttoer*. I alle tilfælde er det de utransformerede variable, der giver den bedste forklaringsgrad.

Forklaren- de variabel	Stof- type	Hele mo- dellen	Opland	Utrans- formeret	Log- transfor- meret
ivol	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.36
	log(P)	0.00	0.00	0.00	0.86
	log(N)	0.00	0.09	0.00	0.67
	log(COD)	0.00	0.00	0.00	0.55
ivar	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.02
	log(P)	0.00	0.00	0.00	0.32
	log(N)	0.00	0.06	0.00	0.13
	log(COD)	0.00	0.00	0.00	0.15
i10	log(SS)	0.00	0.00	0.02	0.42
	log(P)	0.11	0.04	0.35	0.62
	log(N)	0.48	0.21	0.69	0.69
	log(COD)	0.86	0.61	0.69	0.76
igns	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.38
	log(P)	0.00	0.00	0.32	0.18
	log(N)	0.04	0.11	0.04	0.14
	log(COD)	0.60	0.00	0.15	0.68
afvol	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.10
	log(P)	0.00	0.00	0.00	0.13
	log(N)	0.01	0.08	0.00	0.39
	log(COD)	0.00	0.00	0.00	0.08
qmax	log(SS)	0.00	0.00	0.32	0.86
	log(P)	0.00	0.00	0.06	0.95
	log(N)	0.23	0.10	0.47	0.73
	log(COD)	0.00	0.00	0.10	0.60
qvar	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.21
	log(P)	0.00	0.00	0.00	0.05
	log(N)	0.00	0.05	0.00	0.05
	log(COD)	0.00	0.00	0.05	0.09
qgns	log(SS)	0.00	0.00	0.60	0.33
	log(P)	0.00	0.00	0.24	0.19
	log(N)	0.09	0.09	0.24	0.19
	log(COD)	0.00	0.00	0.34	0.18
ttoer	log(SS)	0.00	0.00	0.00	0.13
	log(P)	0.00	0.00	0.00	0.36
	log(N)	0.00	0.04	0.00	0.69
	log(COD)	0.00	0.00	0.00	0.17

Tabel 4.3

Sandsynligheden for at en modellen som helhed samt de enkelte komponenter af en model svarende til ligning (4.2) er signifikante. Variable med fed skrift er bedst til at beskrive variationen i HMK på tværs af oplande.

4.3 Samvariation mellem forklarende variable

De to typer af regressionsmodeller peger på de samme variable til at beskrive variationen i HMK, *ivol*, *ivar*, *igns*, *afvol* og *ttoer*. Disse variable er imidlertid internt korrelerede, dvs. de indeholder delvist den samme information.

Den interne korrelationsstruktur mellem de fem variable kan undersøges ved hjælp af den statistiske metode *principale komponenter*. Den teoretiske baggrund og tolkningen af de numeriske resultater er beskrevet i Morrison (1967). Analysen viser, at 56% af den samlede variation i de fem variable kan forklares ved samvariation mellem *ivol*, *ivar* og *afvol*. Yderligere 22% skyldes samvariation mellem *igns* og *ttoer*. Den resterende variation skyldes stort set, at *ttoer* afviger fra de øvrige variable.

4.4 Generel lineær model

Da *ivol* og *afvol* minder meget om hinanden vil kun *ivol* blive benyttet af hensyn til generaliserbarheden. Der er dermed 4 variable, der kan blive brugt under opbygningen af en generel lineær model: *ivol*, *ivar*, *igns* og *ttoer*. Modellen er dermed af typen

$$\log(HMK)_{ij} = \mathbf{m} + OPLAND_i + \mathbf{a}_1 i var_{ij} + \mathbf{a}_2 ivol_{ij} + \mathbf{a}_3 igns + \mathbf{a}_4 ttoer + E_{ij} \quad (4.3)$$

hvor signaturerne er som tidligere defineret. Det testes nu for hver stof-type, hvilke parametre, der er signifikante og bedst beskriver variationen. De endelige modeller og parameterestimer er vist i tabel 4.4.

	R^2	\mathbf{m} (-)	\mathbf{a}_1 (10^{-4} min^{-1})	\mathbf{a}_3 ($\mu\text{m/s}$)	\mathbf{a}_4 (10^{-4} h^{-1})	\mathbf{s}_{OPL} (-)	\mathbf{s}_E (-)
Modeller incl. Hasseris							
log(SS)	0,66	2,36	-2,88	0,11	7,16	1,14	0,25
log(P)	0,52	0,49	-3,04	-	8,14	0,77	0,27
log(N)	0,48	1,07	-2,94	-	8,87	0,48	0,27
log(COD)	0,48	2,35	-2,97	-	9,57	0,93	0,33
Modeller excl. Hasseris							
log(SS)	0,51	2,78	-3,11	0,11	5,94	0,80	0,26
log(P)	0,34	0,38	-2,15	-	8,44	0,49	0,26
log(N)	0,29	1,00	-1,96	-	10,0	-	0,27
log(COD)	0,21	2,19	-2,02	-	11,2	-	0,34

Tabel 4.4

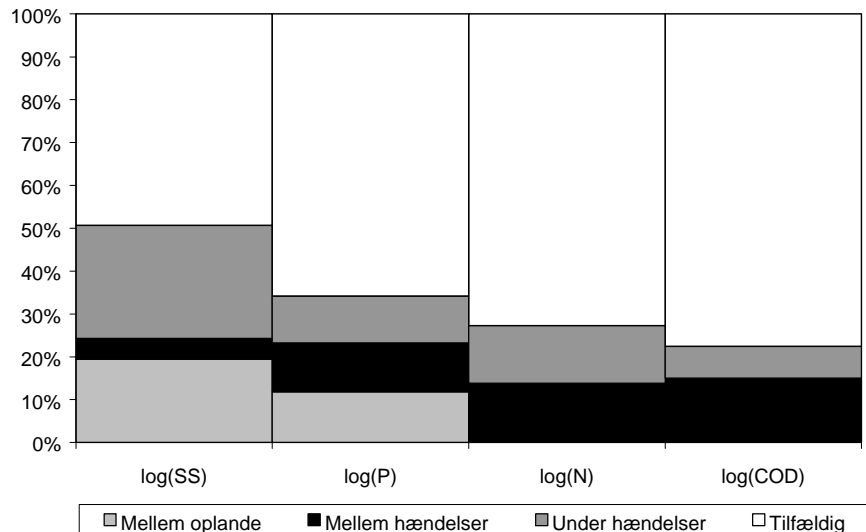
Parameterestimer for generel lineær model. Modellerne og alle de parametre, der indgår, er alle signifikante på et niveau mindre end 5%. Regnvoluminet, og dermed \mathbf{a}_2 , indgår ikke i modellerne, da denne variabel ikke er signifikant.

Der er opstillet en tilsvarende model baseret på afstrømningens volumen:

$$\log(HMK)_{ij} = \mathbf{m} + OPLAND_i + \mathbf{b}_1 afvol + \mathbf{b}_2 ttoer + E_{ij} \quad (4.4)$$

Denne model har samme forklaringsgrad som modellen vist i formel (4.3) for P, N og COD. For SS er modellen lidt dårligere til at forklare variationen i *HMK*. Der er mindre forskelle på den relative betydning af parametre, men med lidt ændret betydning.

Man kan tolke betydningen af regnens karakteristika som et mindstem al for betydningen af variationen under h endelsen og betydningen af den forudgående tørvejrperiode som et mindstem al for variation mellem h endelser. Der er tale om mindstem al, fordi modellerne i formlerne (4.3) og (4.4) ikke afspejler de fysiske processer, som foregår mellem og under regn. Den relative betydning er vist på figur 4.1.



Figur 4.1

Forklaringsgraden af HMK-værdier for modellen beskrevet i formel (4.3). Den relative betydning af de enkelte komponenter i modellen er angivet.

Alternativ modelformulering

Den konstruerede model svarer til, at der bliver ved med at blive opbygget sedimenter i tørvejrperioder, og at der bliver ved med at blive fjernet sedimenter mv. under regn. En mere realistisk model vil være at modellere opbygning og fjernelse som 1. ordens processer, hvorved der vil ske en eksponentiel vækst til en givet mængde sedimenter i tørvejr og tilsvarende blive fjernet til et givet koncentrationsniveau under regn.

Residualanalyse

Der er lavet simple analyser af residualerne ved at plote residualerne mod regressorerne. Der er ingen systematik i disse plots, der dog indikerer, at der for alle modellerne kun er et begrænset antal observationer med høj forudgående tørvejrperiode og med lange varigheder.

Hasseris

Generelt har modellerne hvor Hasseris indgår en bedre forklaringsgrad. Det medfører dog, at spredningen mellem oplande øges kraftigt, hvorved prediktion til et nyt opland (uden målinger) vil blive mere usikker. Derfor diskuteres i det følgende kun modeller, hvor data fra Hasseris ikke indgår.

Variation internt i h endelser

Lang regnvarighed medfører mindre HMK og at lang forudgående tørvejrperiode medfører højere HMK. Dette indikerer, at koncentrationsforløbet under h endelsen er som skitseret på figur 1.1, altså en generel tendens til faldende koncentration internt i h endelsen. Den tilfældige variation af HMK mindskes ved opbygningen af modellen, men ikke meget.

- SS* SS har en rimelig forklaringsgrad, men variationen mellem oplande er stor. Selv om den residuale varians er halveret vil man ved prediktion af HMK for enkelte h endelser i et nyt og ukendt opland stadig beregne st ore varianser ved brug af modellen end uden pga. den store varians mellem oplande. Det anbefales derfor ikke at benytte modellen.
- P* For P accepteres en hypotese om at variationen mellem oplande er uden betydning inden opbygningen af en model med forklarende variable. De forklarende variable mindsker den tilf eldige variation s aledes at der kan erkendes en forskel mellem oplandene. Variationen mellem oplandene er af en st orrelsesorden, der vil medf ore, at prediktion af HMK for en given h endelse i et ukendt opland vil v are mere usikker ved brug af modellen end uden. Det anbefales derfor ikke at bruge modellen.
- COD*
N Fordelingen af HMK for COD og N udviser ingen tegn p a signifikante variationer mellem oplande, hverken f or eller efter opbygning af modellen. Dermed kan den viste model benyttes til at beskrive variationen af HMK af N og COD i ukendte oplande. Forklaringsgraden er dog s a ringe, at man m a betvivle fordelene heraf.

5 Fraktioneret prøveudtagning

I de 4 af oplandene er der udført kun én analyse pr. stoftype pr. regnhændelse, hvilket kun giver mulighed for analyse af variationen af HMK, hvilket er gjort i kapitel 4. I oplandene Soldalen og Hasseris er der udtaget og analyseret fraktionerede prøver, hvorved der er mulighed for at se på hvorledes koncentrationen af de enkelte stoffer varierer gennem hændelsen. Uheldigvis har de to oplande de største værdier af SS og COD, som er de værdier der forventes at være mest følsomme overfor resuspension og dermed flush effekter. Representativiteten af de to oplande er dermed tvivlsom.

5.1 Koncentrationsændringer gennem hændelsen

Normeret afbildning

Antagelsen bag HMK og SMK er, at eventuelle variationer i koncentrationerne sker på et tilfældigt sted i hændelsen – altså at en first flush eller last flush effekt forekommer tilfældigt og ikke har nogen stor betydning. Ofte undersøges tilstedeværelsen af systematiske variationer internt i hændelser ved at plote normeret stofafstrømning mod normeret volumenafstrømning som vist på figur 5.3. En ret linie angiver en konstant koncentration fra start til slut i hændelsen, mens en first flush og last flush effekt vil vise sig som systematiske afvigelser hhv. over og under den rette linie.

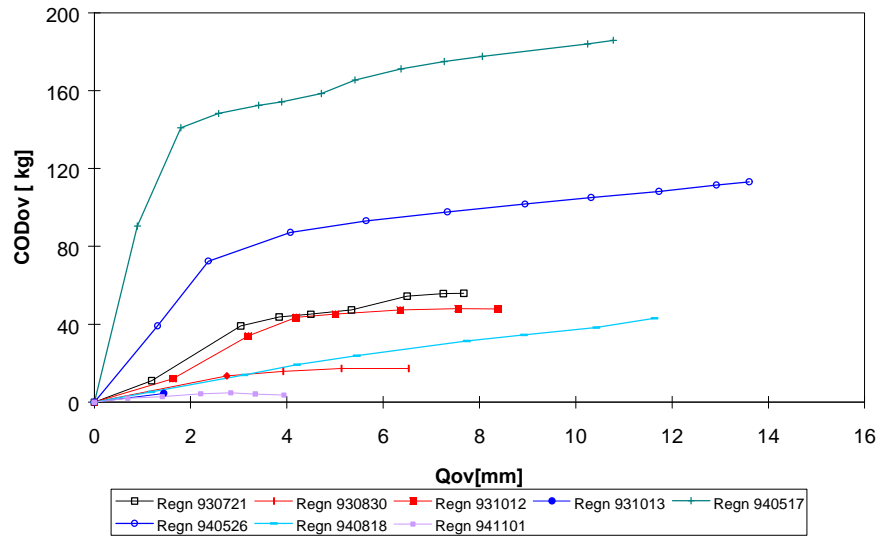
Ikke-normeret afbildning

Der er dog den ulempe ved den normerede afbildning, at den kan skjule noget af variationen, idet små hændelser dermed får lige så stor vægt som store hændelser. Intuitivt vil en first flush effekt have størst effekt i mellemstore regn, hvor der vil fremkomme et tydeligt knæk. For små og meget store regn vil en eventuel first flush effekt ikke kunne erkendes, se figur 5.3. Derfor suppleres den normerede afbildning med grafer, hvor der ikke er foretaget nogen normering, se figur 5.1. Hvis der ikke er nogen first flush effekt vil hver hændelse være en ret linie (bortset fra tilfældig variation) og linierne vil være sammenfaldende. Tydelige knæk i linierne og store variationer i hældning indikerer first eller last flush effekter.

Delvist normeret afbildning

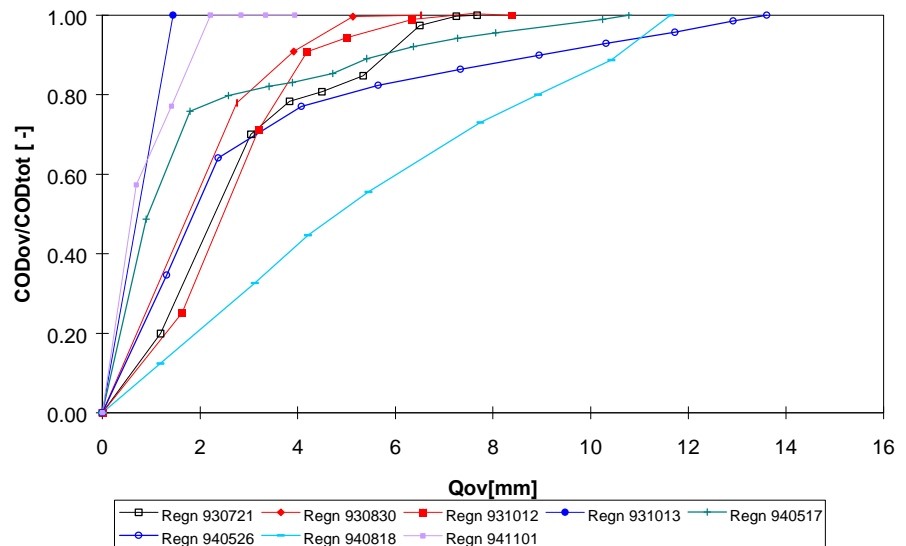
Endelig kunne man forestille sig, at effekterne ville være mest tydelige ved en delvis normering, dvs. med normeret stofafstrømning mod ikke-normeret volumenafstrømning, se figur 5.2. En eventuel flusheffekt kan muligvis lettest generaliseres vha. en sådan afbildning.

På figur 5.1 – 5.3 er vist alle tre afbildninger for Soldalen for COD. Der optræder tydelige first flush effekter for hændelserne 940517 og 940526 og også i nogen grad for 931012 og 930721. Den forudgående tørvejrperiode har været på hhv. 6, 3, 3 og mindst 3 dage. For Hasseris er der en tilsvarende effekt, se figur 5.4. I det opland har 6 af de 10 hændelser med mere end 2 mm afstrømning tydelige first flush effekter. For begge oplande gælder det, at en eventuel first flush effekt optræder i løbet af de første 3-5 mm afstrømning.



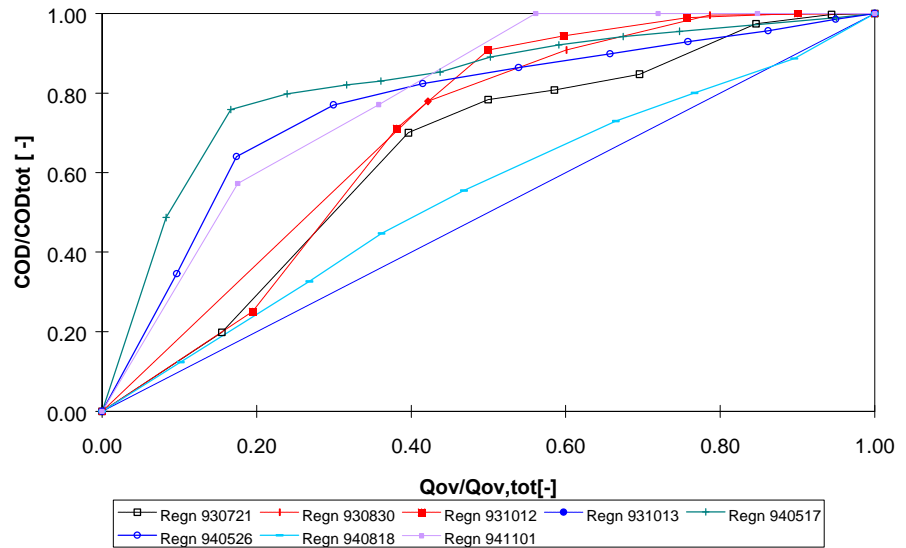
Figur 5.1

Fraktionerede prøver af COD fra opland Soldalen uden normering. Det ses, at der for nogle h endelser er en tydelig ændring i h eldningen og dermed koncentrationsniveauet i overvandet efter ca 3-5 mm.



Figur 5.2

Fraktionerede prøver af COD fra opland Soldalen, normeret stofafstrømning.



Figur 5.3

Fraktionerede prøver af COD fra oplandet Soldalen, normeret stofafstrømning og volumenafstrømning.

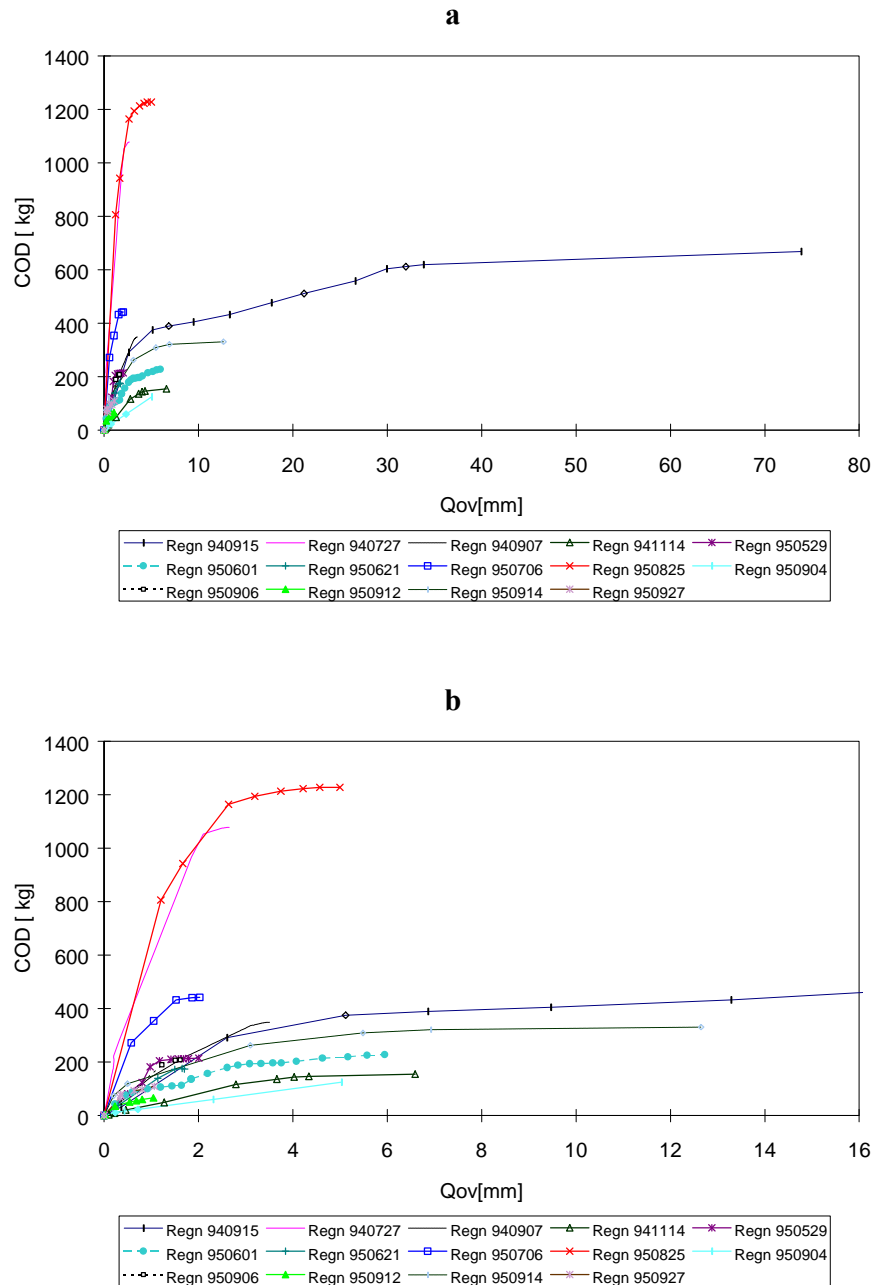
Tendensen fra figur 5.1 – 5.3 g r igen i de fraktionerede prøver for SS (ikke målt i Soldalen), N for Hasseris og P for begge oplande. I Soldalen er first flush effekten ikke særlig tydelig for N, se figur 5.5.

 rsbelastning

De fraktionerede prøver antyder dermed, at resuspension i nogle tilfælde er betydelig first flush og at resuspensionen da optræder inden for de første 3-5 mm af hændelsen. Det betyder, at man i nogle tilfælde vil beregne systematisk forkerte årsbelastninger ved brug af typetallene opgivet i tabel 3.1-3.2. Det vil især gælde for oplande, der sjældent aflaster pga. stort opmagasineringsvolumen. I disse tilfælde vil den beregnede Årsbelastning være for høj. I oplande med begrænset ledningsvolumen og hyppige aflastninger vil de beregnede typetal være repræsentative, under forudsætning af, at hændelserne er repræsentative for nedbørsforholdene i oplandet.

Typetal for volumenrige systemer

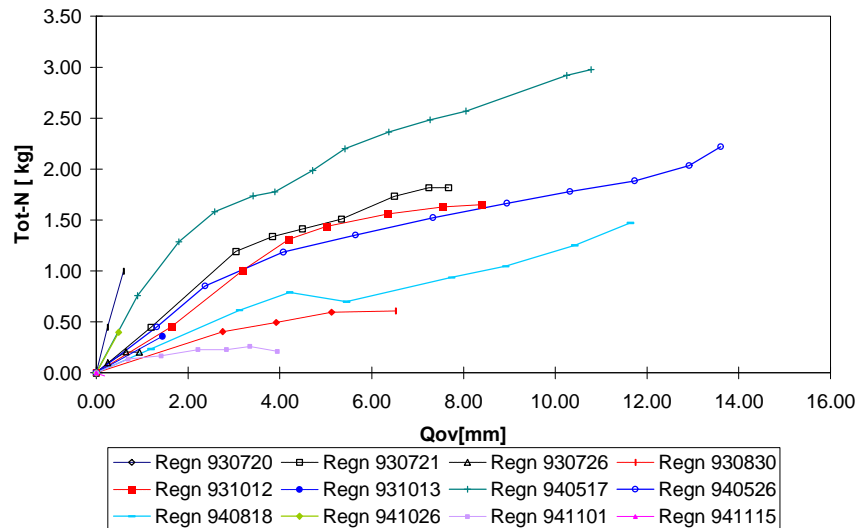
I nogle tilfælde anvendes modelberegninger med et bassinvolumen på over 10 mm. Ved en hensigtsmæssig konstruktion af bassin og overløbsbygværk kan man i praksis opnå, at de aflastede vandmængder har overvandskoncentrationer svarende til den sidste del af regnhændelsen. Derfor gives i næste afsnit et overslag på, hvor store typetal der skal benyttes i det tilfælde. Koncentrationerne kan herefter sammenlignes med værdier fra separate regnvandssystemer, hvor der ikke sker resuspension i ledningsnettet, ligesom værdier fra litteraturstudiet også inddrages i de endelige anbefalinger.



Figur 5.4. Fraktionerede prøver af COD fra oplandet Hasseris. **b** er et udsnit af **a**. Bemærk, at selv om der er stor forskel på de startkoncentrationerne mellem Hasseris og Soldalen er den tykke fraktion i begge tilfælde udskyllet på mindre end 4 mm og herefter er koncentrationerne sammelige, se tabel 5.4.

5.2 Overvandskoncentrationer sidst i store regnhændelser

Overvandskoncentrationen udviser en systematisk variation, idet koncentrationerne i overvandet i alle tilfælde er mindre efter de første 5 mm volumenafstrømning end i hændelsen som helhed. I tabel 5.1 er angivet en oversigt over overvandskoncentrationerne i de hændelser, hvor der er afstrømmet mere end 5 mm.



Figur 5.5

Fraktionerede prøver af N for Soldalen, ingen normering. Der er tale om en statistisk variation mellem hændelser, men der er ikke tale om nogen væsentlig first flush effekt.

På baggrund af reduktionen i HMK samt et beregnet SMK er der i tabellen ligeledes opgivet et skøn over, hvad man kan sætte overvandskoncentrationen til i volumenrige afløbssystemer ved beregning af overløb. Det bemærkes, at skønnet er baseret på i alt 10 hændelser samt en subjektiv vurdering, hvorfor anbefalingen må tages med et kraftigt forbehold.

5.3 Sammenligning med hændelsesmiddelkoncentrationer

I kapitel 4 blev der benyttet en forklarende model der beskrev variationen af HMK som funktion af forudgående tørvejrperiode og egenskaber ved regnen. I dette kapitel er der benyttet egenskaber ved afstrømningen. For at sikre sammenligneligheden mellem de to kapitler er der blevet estimeret modeller af typen

$$\log(HMK)_{ij} = \mathbf{m} + OPLAND_i + \mathbf{a}_1 afvol + \mathbf{a}_2 ttoer + E_{ij} \quad (5.1)$$

Modellerne hvor Hasseris oplandet ikke indgår har samme forklaringsgrader og parameterestimerterne har samme fortegn og størrelsesorden som i formel (4.3). Resultaterne fra de to kapitler peger er dermed i overensstemmelse med hinanden.

Bilag B: Bearbejdning af danske m edata

H�endelses ID	Volumen-afstr�mning (mm)		SS (mg/l)		P (mg/l)		N (mg/l)		COD (mg/l)	
	total	slut	total	slut	total	slut	total	slut	total	slut
Soldalen										
930721	7,5	3,2	-	-	1,70	1,01	9,0	5,7	221	151
931012	8,5	3,4	-	-	2,90	0,31	7,6	2,8	202	36
940517	10,8	5,4	-	-	6,10	1,23	15,1	6,4	1098	168
940526	13,6	8,0	-	-	2,20	0,70	11,8	4,9	775	112
940818	11,7	6,2	-	-	0,80	0,62	6,4	5,6	151	139
Hasseris										
941114	6,6	2,3	275	110	1,85	1,10	4,5	-0,2	185	32
950601	6,1	1,3	251	187	5,32	2,24	11,0	1,2	297	81
940915	73,7	68,8	216	95	0,61	0,61	2,7	1,0	65	32
950914	12,7	7,2	286	201	-	-	-	-	332	24
950825	5,1	0,8	1811	61	20,3	2,41	67,6	-5,2	1830	47
Variationsintervaller for den del af h�endelsen, der overstiger 5 mm										
			100-150		1,5-2,0		3-7		100-140	

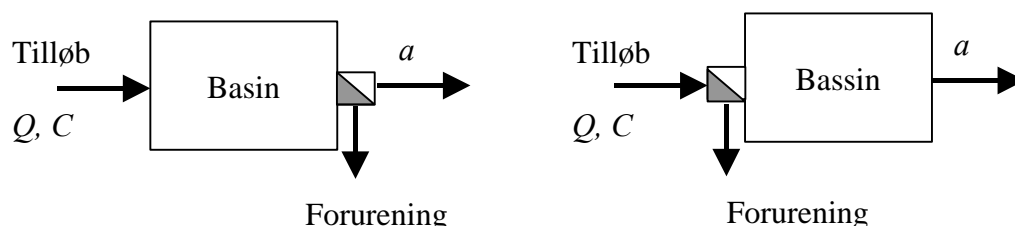
Tabel 5.1

Oversigt over overvandskoncentrationer for h endelser med afstr mningensvolumen over 5 mm. Usikkerhed på prøveudtagning, analyse og t rvejrsmodel er så stor, at nogle af de beregnede koncentrationer er negative. De skønnede variationsintervaller er kun baseret på de 10 h endelser og er naturligvis behæftet med stor usikkerhed. På grund af den diskrete prøveopsamling er tærskelværdien mellem 4,3 og 5,6 mm.

6 Betydning af variation under og mellem regnhændelser

For både Hasseris og Soldalen er de fraktionerede prøver benyttet til at simulere effekten af de fundne variationer i *HMK*. Metoden i undersøgelsen er at sammenligne forskellige typer af modelmæssige bassinudbygninger. For de valgte udbygninger beregnes den faktiske aflastning i kg COD for de målte hændelser. Derefter bestemmes den *SMK* som ville give den tilsvarende aflastning i kg COD. Resultatet opgives som en relativ *SMK*, således at en værdi på 1 betyder, at volumen- og stoftilbageholdelsen er lige stor i bassinet. Hvis den relative værdi af *SMK* falder, tilbageholder bassinerne mere stof end volumen.

Der varieres på tre variable: typen af bassin, størrelsen af bassinet og afløbstallet. To typer af bassiner betragtes: 1) ideelt opblandet bassin, svarende til et in-line bassin og 2) et ikke-opblandet bassin, svarende til et off-line bassin. De to typer bassiner er skitseret på figur 6.1. Ofte skelnes ikke mellem de to typer af bassiner i dansk dimensioneringspraksis, men med variationer under hændelsen må der forventes forskellige forureningsmængder afhængigt af bassintype.

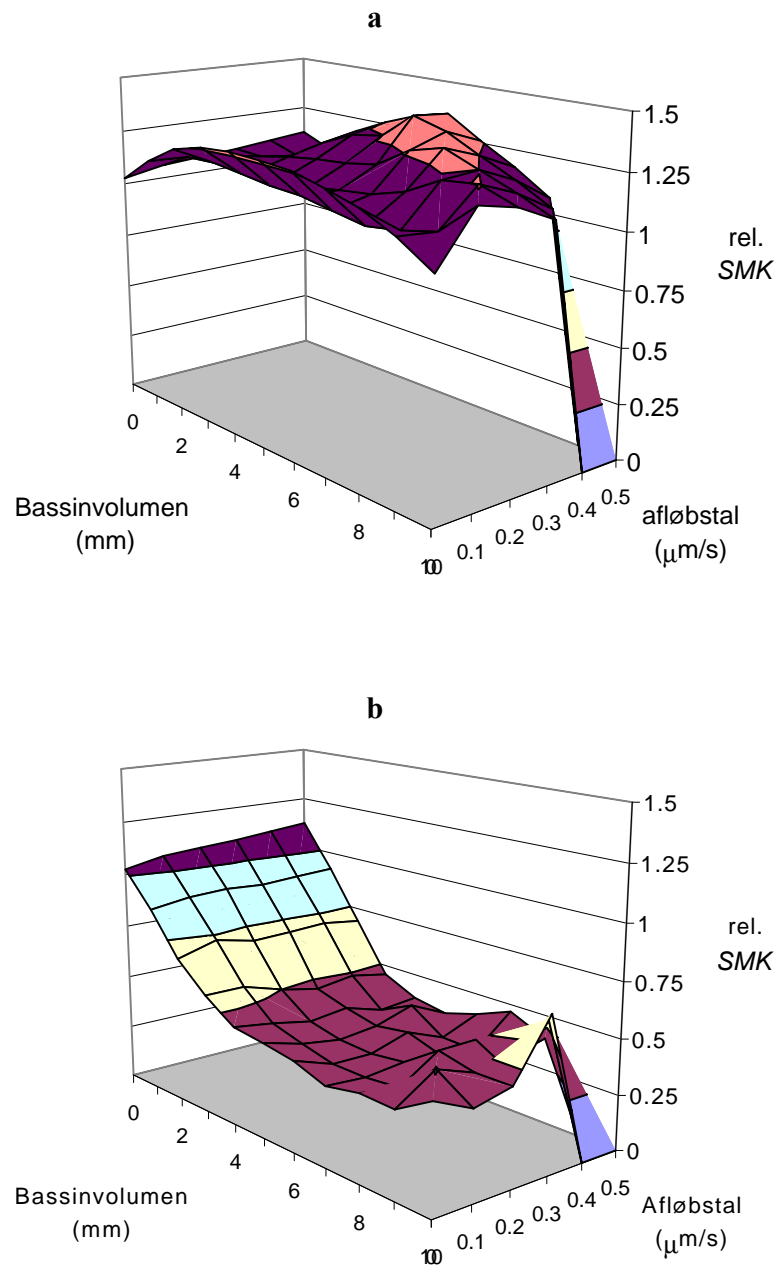


Figur 6.1

Bassinet til venstre er et in-line bassin, der antages at være ideelt opblandet. Til højre ses et off-line bassin, der primært tilbageholder den første del af voluminet. Derefter tilledes kun en vandmængde svarende til afløbstallet, a.

For Soldalen har typen af bassin stor indflydelse på effektiviteten af bassinet. Hvis der udbygges med et almindeligt in-line bassin vil stoftilbageholdelsen ikke være bedre end volumentilbageholdelsen. Hvis man derimod vælger et off-line bassin, ses det at stoftilbageholdelsen er væsentligt større end volumentilbageholdelsen, svarende til en reduktion i *SMK* på 50% ved en volumenubygning på 3-4 mm eller højere.

For Hasseris viser det sig ikke overraskende, at det er konstruktion af bassinvoluminet, der har den dominerende betydning for de beregnede aflastninger. I Hasseris er first flush effekten s  dominerende, at et off-line bassin på blot 2 mm betyder, at den relative *SMK* er faldet til 0,25. For in-line bassiner er den relative *SMK* også faldet til under 0,50 ved et volumen på 2 mm.



Figur 6.2
Betydningen af forskellige hypotetiske udbygninger i Soldalen. **a** In-line bassin, **b** off-line bassin.

7 Opsamling

I forhold til de hidtidige typetal er der behov for mindre opjusteringer af koncentrationerne af SS og COD ved inddragelse af de nye oplande. Der er ikke belæg for at ændre værdierne af P og N.

Et enkelt af oplandene, Hasseris, har karakteristika, der er væsentligt forskellige fra de  vrige. Dette opland er derfor delvist udeladt af bearbejdningen.

Analysen viser, at der for større regnhændelser generelt er lavere h ndelsesmiddelkonklusioner og at dele af variationen kan forklares ved inddragelse af regnh ndelsens varighed og gennemsnitlige regnintensitet samt tiden sidste hændelse. Variationen mellem oplandene forhindrer prediktion til ukendte oplande for SS og P, mens der kan opbygges en model for variationen i ukendte oplande for COD og N. Forklaringsgraden for modellen er dog så lav som 20 - 30%, hvorfor det er tvivlsomt, hvorvidt det er værd at opbygge en sådan model.

Analyse af fraktionerede prøver indikerer, at der forekommer systematiske variationer gennem hændelserne, således at der generelt er højere koncentrationer i overvandet i begyndelsen af hændelsen, dvs. first flush. Datamaterialet peger på, at høje initielle koncentrationer er udvasket i løbet af 3-5 mm afstrømning. Dette er i overensstemmelse med bearbejdningen af HMK.

Det danske datamateriale er begrænset og en anbefaling bør suppleres med erfaringer fra udlandet. I tabel 6.1 er vist hvilke værdier der kan foreslås baseret på de danske data.

	Off-line volumen i afl�bssystem under 3-5 mm		Off-line volumen i afl�bssystem over 3-5 mm
	Ekstrembelastn.	�rsbelastning	�rsbelastning
P (mg/l)	Ikke relevant	2,5	1,5-2,0
N (mg/l)	Ikke relevant	10	3-7
COD (mg/l)	130-160	160	100-140
SS (mg/l)	150-200	150-200	100-150

Tabel 7.1

Typiske hændelsesmiddelkoncentrationer for overvand i oplande uden sedimentationsproblemer. Voluminet der henvises til er opmagasineringsvoluminet i afløbssystemet.

8 Litteratur

Arnbjerg-Nielsen, K., Schultz, N., Thrane, S. og Harremo s, P. (1994): *Usikkerhedsvurdering af urban afstrømning. 2. Analyse af eksisterende opland*. Stads- og Havneingeniøren, 1994, 12, 26 - 30.

Birkerød Kommune (1982): *Udledninger fra kloaknettet under regn i Birkerød Kommune*. Teknisk forvaltning, Birkerød Kommune, oktober 1982.

Johansen, N.B. (1985): *Discharge to receiving waters from sewer systems during rain*. Dept. of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.

Larsen, T., Broch, K. og Andersen, M.R. (1998): *First flush effects in an urban catchment area in Aalborg*. Water, Science and Technology, 37, 1, 251-257.

Miljøstyrelsen (1990a): *Bearbejdning af danske måldata af regn og afstrømning*. Miljøprojekt 136. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1990b): *Bestemmelse af belastningen fra regnvandsbetingede udløb*. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 4. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (1997): *Det intensive måleprogram for de regnvandsbetingede udløb*. Arbejdsrapport nr 43. Miljøstyrelsen, København.

Morrison, D.F. (1967): *Multivariate Statistical Methods*. McGraw-Hill Series in probability and statistics. McGraw-Hill Book Company, New York, USA.

Bilag C

Oversigt over danske måledata for fælleskloakerede oplande

Nedenfor er angivet de data, der er benyttet til udregning af værdier for HMK og SMK samt indgået i opbygningen af de lineære modeller i Bilag B.

Signaturforklaring til oplande (OP):

- 1: Vestre Paradisvej
- 2: Cedervænget
- 3: Odinsvej
- 4: Soldalen
- 5: Vissing
- 6: Hasseris

Øvrige signaturer er:

DATO:	Dato, hvor hændelsen påbegyndes
SS:	HMK for SS
P:	HMK for P
N:	HMK for N
COD:	HMK for COD
IVOL:	Regnvolumen målt på regnmåler
IVAR:	Regnvarighed målt på regnmåler
I10:	Maksimal 10 minutters intensitet målt på regnmåler
AFVOL:	Afstrømmet volumen
QMAX:	Maksimal vandføring i målepunkt
QVAR:	Varighed målt som afstrømningshændelse
TTOER:	Forudgående tørvejrperiode

Bilag C: Oversigt over danske måledata

OP	DATO	SS	P	N	COD	IVOL	IVAR	I10	AFVOL	QMAX	QVAR	TTOER
„	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mm	min	mum/s	mm	l/s*ha	min	h
1	790812	181	1.69	4.29	87
1	790827	118	2.01	5.35	95	40.8	2078	2.0	76.4	25.7	2185	84
1	790914	483	14.65	52.57	416	2.8	28	4.0	1.6	14.3	41	413
1	790915	218	2.89	8.75	114
1	790918	155	3.61	9.88	184	6.4	278	1.3	6.6	11.1	373	19
1	791019	553	8.91	98.80	1090	4.6	138	2.0	4.9	20.4	164	3
1	791101	450	10.67	32.50	597	6.8	248	2.0	4.5	8.7	255	244
1	791105	176	3.61	8.90	181	9.0	266	1.7	9.5	13.6	308	47
1	791113	160	1.97	6.20	117	11.4	551	1.3	12.1	9.0	602	26
1	791127	179	2.64	5.61	151
1	791206	90	1.65	5.44	243	9.2	669	1.0	10.7	7.0	760	22
1	791211	145	1.35	5.00	60
1	800403	270	4.42	11.44	240
1	800425	375	3.34	10.20	130	17.0	335	2.7	21.2	23.6	395	113
1	800508	500	7.80	56.00	681	5.6	215	1.3	5.8	20.4	298	331
1	800601	388	4.21	11.25	260	4.2	222	0.7	3.6	4.9	272	235
1	800621	236	2.23	8.49	138
1	800629	358	1.39	5.90	85	3.2	88	1.7	3.0	11.5	133	14
1	800629	204	6.90	10.22	168	2.2	163	0.7	2.1	4.7	233	5
1	800629	207	2.43	14.24	102	2.4	333	0.7	2.5	3.6	407	10
1	800630	683	2.94	5.45	155	8.0	540	3.7	9.3	28.1	632	13
1	800630	376	1.22	5.46	104
1	800703	420	3.02	.	126
1	800718	123	1.35	.	40	13.6	684	4.3	17.8	39.5	805	6
1	800720	59	1.22	.	27	6.6	578	1.3	6.9	9.0	666	23
1	800722	196	1.78	.	33	17.6	308	5.7	32.6	86.5	1573	7
2	790726	295	2.20	5.30	278
2	790821	354	5.10	39.39	840	3.4	16	5.0	2.1	41.6	83	283
2	790828	45	3.30	6.12	256	33.6	1109	1.7	32.3	18.3	1128	1
2	790915	134	1.98	9.36	160
2	790918	106	3.84	15.20	138	7.0	350	1.3	7.2	16.1	431	22
2	790921	470	2.02	9.37	169	8.4	31	8.3	9.2	104.2	308	55
2	791019	191	2.32	9.28	153	4.4	186	2.3	4.4	20.4	317	4
2	791101	283	5.39	14.10	237	6.6	159	1.7	5.3	13.1	190	241
2	791105	54	2.83	7.12	103	11.4	284	2.0	10.9	19.3	319	46
2	791113	156	2.21	10.60	127	14.2	561	1.0	14.3	14.7	598	22
2	791116	131	2.69	22.00	87	10.8	461	1.0	10.3	11.8	489	13
2	791119	114	3.37	14.20	187	4.8	238	1.0	4.1	7.4	270	62
2	791206	39	1.99	4.84	96	8.4	359	1.0	7.5	11.4	306	2
2	791211	46	0.99	4.83	92	54.4	1541	2.7	56.8	34.3	2057	5
2	800403	226	8.97	17.22	253
2	800409	164	4.03	9.84	243	1.6	52	1.0	1.1	8.6	92	116
2	800530	110	2.43	12.23	198	4.0	127	1.0	2.3	8.6	150	501
2	800601	99	1.15	4.69	66	5.2	232	1.0	3.8	10.6	242	30
2	800613	510	2.84	15.20	224
2	800620	90	2.72	6.77	90	3.0	139	1.3	2.4	10.1	215	11
2	800621	141	1.72	4.84	111	7.0	311	4.0	7.9	53.7	353	3
2	800626	68	1.58	7.45	95
2	800629	30	2.30	8.37	134	3.4	63	2.3	2.3	18.1	76	48
2	800630	91	1.08	5.67	50
2	800703	121	3.48	.	115	3.4	67	2.0	3.0	17.5	96	11
2	800719	40	1.79	.	63
2	800722	120	1.99	.	68	9.4	146	5.7	11.4	75.4	203	10
3	111101	42	0.80	1.15	48
3	111102	80	0.85	1.30	65
3	111103	85	0.90	1.35	72
3	111104	90	1.00	1.35	80
3	111105	92	1.00	1.80	100
3	111106	93	1.00	2.50	101
3	111107	140	1.10	2.70	105
3	111108	145	1.20	3.50	115
3	111109	147	1.20	4.00	120
3	111110	150	1.40	4.10	125

Bilag C: Oversigt over danske måledata

3	1111111	180	1.60	4.30	130
3	1111112	220	1.90	5.00	148
3	1111113	240	2.10	6.50	150
3	1111114	245	2.30	6.70	210
3	1111115	260	2.50	.	220
3	1111116	270	2.90	.	230
3	1111117	.	3.50	.	250
3	1111118	.	4.00
4	932107	.	1.70	9.00	221	7.0	211	7.7	7.5	39	260	32
4	930830	.	0.80	4.10	99	2.0	76	5.5	4.2	16	162	10
4	931012	.	2.90	7.60	202	6.3	166	8.4	8.5	22	185	64
4	931013	.	2.50	12.40	143	2.2	91	1.4	1.4	7	145	1
4	940517	.	6.10	15.10	1098	9.6	511	10.8	10.8	13	430	24
4	940526	.	2.20	11.80	775	10.2	254	13.6	13.6	29	280	57
4	940818	.	0.80	6.40	151	15.4	307	11.6	11.7	36	315	5
4	941101	.	0.30	3.10	39	3.6	451	3.9	3.9	10	425	24
5	940824	208	3.20	13.10	210	5.2	654	.	4.5	.	.	138
5	940825	99	1.10	8.80	69	17.0	754	.	20.9	.	.	6
5	940826	155	1.40	13.30	83	1.4	180	.	2.5	.	.	9
5	940909	176	2.00	6.30	43	25.8	657	.	34.9	.	.	84
5	940928	90	0.60	3.50	42	4.2	850	.	13.7	.	.	30
5	941031	203	1.60	12.40	100	3.6	780	.	9.9	.	.	80
5	950617	219	1.20	5.00	155	2.4	405	.	4.8	.	.	104
5	950704	1138	6.90	26.50	685	2.4	165	.	1.8	.	.	19
5	950823	741	4.80	28.20	455	6.6	127	.	6.8	.	.	720
5	950825	470	3.70	22.60	202	13.2	655	.	14.2	.	.	37
5	950911	311	2.50	10.30	375	2.2	300	.	1.8	.	.	48
5	950911	82	1.60	8.30	93	13.2	595	.	13.2	.	.	1
5	950914	126	0.90	5.70	65	4.0	295	.	4.5	.	.	45
5	950917	92	2.40	8.80	181	1.6	775	.	3.9	.	.	60
5	950925	845	9.90	28.10	1508	2.0	285	.	1.7	.	.	199
5	950928	294	1.50	4.10	156	1.0	223	.	1.2	.	.	9
6	941114	275	1.85	4.50	185	5.6	313	.	6.6	15	600	9
6	950904	213	1.99	5.35	159	7.8	169	.	5.1	21	194	11
6	950601	251	5.32	10.99	297	9.0	1074	.	6.1	5	860	52
6	950621	405	7.80	22.95	723	3.0	114	.	1.7	9	390	20
6	950529	565	9.50	18.18	699	3.4	181	.	2.1	6	434	28
6	950912	.	.	.	495	2.8	155	.	1.0	3	256	31
6	950927	398	.	.	763	3.6	265	.	1.2	3	328	37
6	940915	216	0.61	2.70	65	71.8	1897	.	73.7	53	960	38
6	950906	910	10.01	29.67	994	2.4	69	.	1.6	11	112	49
6	950914	286	.	.	332	16.4	646	.	12.7	30	634	55
6	940907	1001	8.98	31.00	757	1.8	10	.	3.5	25	135	69
6	950704	1544	13.94	38.98	1631	4.4	129	.	2.1	6	190	312
6	940727	2462	37.53	107.00	2932	4.0	164	.	2.6	13	252	663
6	950825	1811	20.33	67.60	1830	4.6	159	.	5.1	19	235	1035