

Karaktärisering av kommunalt avloppsvatten för processmodellering och design

Christoffer Wärff
Erik Lindblom
Ted Lundwall
Oscar Samuelsson
David Gustavsson

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Karacterisering av kommunalt avloppsvatten för processmodellering och design
TITLE OF THE REPORT	Characterisation of municipal wastewater for process modelling and design
FÖRFATTARE	Christoffer Wärff, RISE/Lunds universitet, Erik Lindblom, IVL/Lunds universitet, Ted Lundwall, IVL/Käppalaförbundet, Oscar Samuelsson, IVL, David Gustavsson, VA SYD/Sweden Water Research
RAPPORTNUMMER	2025-10
ANTAL SIDOR	94
SAMMANDRAG	Karacterisering av avloppsvatten är viktigt vid användning av processmodellering för utvärdering och design av reningsverk. Rapporten presenterar en standardiserad metod för hur karakterisering kan utföras i Sverige och information om hur resultaten kan användas. Den innehåller även statistik för olika parametrar från 13 svenska reningsverk.
SUMMARY	Characterisation is important for process modelling for evaluation and design of wastewater treatment plants. The report presents a standardised method for wastewater characterisation in Sweden and information about how the results can be used. It also contains statistics about characterisation parameters from thirteen Swedish plants.
SÖKORD	Karacterisering, karaktärisering, processmodellering, avloppsreningsverk
KEYWORDS	Characterisation, process modelling, wastewater treatment plants
MÅLGRUPPER	Processingenjörer, konsulter och forskare som använder processmodeller
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2025
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Wärff C., Lindblom E., Lundwall T., Samuelsson O. och Gustavsson D. (2025). <i>Karacterisering av kommunalt avloppsvatten för processmodellering och design</i> . SVU-rapport 2025-10. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	21-102
PROJEKTETS NAMN	Karacterisering av kommunalt avloppsvatten
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Karakterisering av inkommande avloppsvatten till reningsverk har varit ett ständigt återkommande tema för mig när jag arbetat med frågor gällande processmodellering på avloppsreningsverk. Mätningar gjorde jag första gången i mitt examensarbete vid Lunds tekniska högskola år 2016, då för Klagshamns reningsverk utanför Malmö. I de tidiga projekten jag arbetat i har det ständigt kommit upp tankar om hur mycket COD-fraktionerna som beräknas vid karakterisering egentligen varierar mellan olika reningsverk. Det finns data från andra länder men väldigt lite publicerat i Sverige, och dessutom väldigt spritt och inte alltid lätt att hitta. Tankarna började komma om att försöka få till ett projekt på temat för att utföra karakterisering på ett antal reningsverk i Sverige för att samla in data och statistik. Frågan togs upp inom VA-kluster Mälardalen, där intresset var stort och spred sig naturligt till att inkludera även ett antal reningsverk inom VA-teknik Södra. Det slutade i en gemensam ansökan till SVU. Projektet har varit en logistisk utmaning då vi ville använda samma utrustning på alla reningsverk i så stor omfattning som var praktiskt möjligt. I slutändan gick det bra och har varit ett roligt och givande projekt!

Jag vill rikta ett stort tack till alla medverkande VA-organisationer som gjort ett superbra jobb med att utföra karakteriseringsanalyserna på respektive reningsverk. Vi har tack vare detta fått ihop ett otroligt informationsrikt dataset. Tack! De som medverkat är (förutom de som står som författare till denna rapport):

- Enköping: Anna Gusén, Ulrika Thunell, Anna Pettersson, Linda Littlewood, Oliver Karlsson, Olof Bergström och Louise Boiesen
- Eskilstuna: Erika Ledung, Veli Lööv och Anna Bogren
- Falun: Erica Jensen, Christina Eriksson, Mervat Shaaya och Anette Hjerpe
- Kalmar: Maria Dahl, Qing Zhao, Alma Engstedt och Elina Bengtsson
- Käppalaförbundet: Nicol Antunovic, Marina-Evelina Bulmaga, Theodor Crispin, Mila Harding, Frida Jeppsson, Elin Salmonsson, Hannes Setterwall och Josef Sidén
- NODRA: Angelica Nilsson, Emma Björnberg, Niklas Forsell och Magnus Andersson
- SYVAB: Heidi Ilander, Ross Roberts, Linnea Falkenstedt, Annelie Bengtsson och Toni Acosta
- Uppsala: Beatrice Marsilius, Oscar Götling, Johanna Andersson och Lovisa Olofsson
- VA SYD: Agnieszka Dabrowska

Jag vill med detta tacka mina medförfattare för ett gott samarbete. Tack vare er har projektet blivit så pass bra som vi hoppades på! Tack även till Magnus Arnell, Maria Neth och Robert Sehlén som bidrog i diskussionerna i projektgruppen i tidigt skede.

Åsa februari 2025

Christoffer Wärrf, projektledare

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Lista med förkortningar och förklaringar	6
1 Introduktion	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 Syfte och mål med projektet	8
2 Metoder för detaljerad karakterisering av avloppsvatten.....	9
2.1 Vad innebär karakterisering?	9
2.2 Variabler – bakgrund, definitioner och terminologi	9
2.3 Metoder för att karakterisera organiskt material (COD)	14
2.4 Metoder för att karakterisera kväve och fosfor	22
2.5 Metoder för att karakterisera suspenderat material	23
2.6 Tillgängliga protokoll för karakterisering	24
2.7 Typiska värden på fraktioner i litteraturen	26
3 Specifik belastning av ämnen i avloppsvatten till kommunala avloppsreningsverk	29
3.1 Metod	29
3.2 Resultat.....	30
4 Jämförelse av metoder för karakterisering	34
4.1 Metodbeskrivning.....	34
4.2 Resultat och diskussion.....	36
4.3 Slutsatser	41
5 Standardiserat tillvägagångssätt för karakterisering av avloppsvatten i Sverige	42
5.1 Övergripande metodbeskrivning	42
5.2 Förslag på arbetsgång och generella tips	45
5.3 Beräkning av fraktioner.....	46
6 Karakterisering av avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk.....	50
6.1 Inledning	50
6.2 Metod	52
6.3 Resultat och diskussion.....	53
6.4 Slutsatser	61
7 Belastningsvariationer vid svenska avloppsreningsverk	63
7.1 Inledning	63
7.2 Metod och material	63
7.3 Resultat och diskussion.....	65
7.4 Slutsatser	67
8 Slutsatser och framåtblick.....	69
Referenser	70
Bilaga A Metod som använts vid karakterisering vid medverkande reningsverk	74
Bilaga B Resultat från jämförande BOD-analyser	79
Bilaga C Resultat från provtagningskampanjen med belastningsvariationer	83
Bilaga D Uppmätta fraktioner vid karakterisering av avloppsvatten vid medverkande reningsverk.....	89
Bilaga E Resultat från simuleringar för uppskattning av VSS-innehåll i X_U	93

Sammanfattning

Karakterisering av avloppsvatten är viktigt vid användning av processmodellering för utvärdering och design av reningsverk. Rapporten presenterar en standardiserad metod för hur karakterisering kan utföras i Sverige och information om hur resultaten kan användas. Den innehåller även statistik för olika parametrar från 13 svenska reningsverk.

Svenska avloppsreningsverk står inför flera utmaningar de kommande åren med ett stort väntat investeringsbehov. Nya investeringar föregås normalt av utredning, utvärdering, design och optimering som kräver tillgång till bra data för att ge trygghet vid beslutsfattande och säkerställa kostnadseffektiva lösningar. Befintliga belastningsdata från avloppsreningsverken är ofta bristfälliga, och ofta används schablonvärden som baseras på äldre referenser medan det saknas lättillgänglig, uppdaterad och samlad statistik. Design och utredningar genomförs därför med potentiellt utdaterade data, vilket kan leda till osäkra beräkningar och onödigt höga kostnader.

Vanligtvis används BOD_7 som parameter vid dimensionering och utvärdering. En mer detaljerad karakterisering av organiskt material, baserat på dess fysikaliska och biokemiska egenskaper, ger dock mer detaljerad information om innehållet i avloppsvattnet. Organiskt material, som vanligen mäts som kemisk syreförbrukning (COD), delas då in i fraktioner med olika egenskaper, vilket möjliggör användning av detaljerade processmodeller för utvärdering och dimensionering.

Syftet med projektet var att öka förutsättningarna för bra design och utvärdering av reningsverk genom lättillgänglig statistik och metodval för karakterisering av avloppsvatten. Projektet har 1) sammanställt litteratur om metoder och statistik för karakterisering av avloppsvatten, 2) undersökt data från svenska reningsverk via Svenska miljörapporteringsportalen (SMP), 3) gjort laboriestudier för att jämföra olika metoder för karakterisering, 4) föreslagit en standardiserad metod för karakterisering av avloppsvatten, 5) utfört karakterisering enligt standardmetoden på 13 svenska reningsverk, samt 6) testat modeller för att skapa dygnsvariation av inkommande belastning till avloppsreningsverk.

Data från SMP visade inga tydliga trender i specifik belastning över åren 2007–2020. Projektgruppen ser därmed inget behov av att uppdatera befintliga nyckeltal för specifik belastning. Variationerna i uppmätta fraktioner vid karakterisering på de svenska reningsverken var däremot stora. Det är därför inte möjligt att anta generella parametervärden för alla reningsverk, utan dessa måste mätas på varje reningsverk. Simulering med ett virtuellt avloppsreningsverk visade på stora skillnader mellan reningsverken med de olika parametrarna som uppmäts. Det styrker behovet av att mäta på varje reningsverk. Resultaten från modellerna för att skapa dygnsvariation visade att belastningsvariationer kunde uppskattas väl om flödesvariationerna är kända, vilket gör modellerna användbara för exempelvis studier av framtidsscenarier.

Mer forskning krävs för att undersöka säsongsvariationer i karakteriseringsparametrarna, eftersom dessa variationer även har stor påverkan på antalet tillfällen och när provtagning och analys bör utföras. Mer forskning krävs även för att få fram nya metoder för att direkt analysera olika organiskt bundna kväve- och fosforfraktioner.

Summary

Characterisation is important for process modelling for evaluation and design of wastewater treatment plants. The report presents a standardised method for wastewater characterisation in Sweden and information about how the results can be used. It also contains statistics about characterisation parameters from thirteen Swedish plants.

Swedish wastewater treatment plants (WWTPs) are facing multiple challenges both now and in the coming years, with a significant expected need for investment. New investments are typically preceded by investigation, evaluation, design, and optimisation, which in turn require access to good data to ensure confident decision-making and cost-effective solutions. Existing load data from wastewater treatment plants are often inadequate, and standardized values based on older references are frequently used, while easily accessible, updated, and consolidated statistics are lacking. As a result, design and investigations are carried out using potentially outdated data, which can lead to uncertain calculations and unnecessarily high costs.

BOD₇ is usually used as a key figure for sizing and evaluation. However, a more detailed characterisation of organic material, based on its physical and biochemical properties, provides more detailed information about the content of the wastewater. Organic material (commonly measured as chemical oxygen demand, COD) is then divided into fractions with different properties, enabling the use of detailed process models for evaluation and design. This report aims to improve the conditions for good design and evaluation of treatment plants through easily accessible statistics and method choices for wastewater characterisation.

The project has: 1) compiled literature on methods and statistics for wastewater characterisation; 2) examined data from Swedish treatment plants via the Swedish Environmental Reporting Portal (SMP); 3) conducted laboratory studies to compare different methods for characterisation; 4) proposed a standardised method for wastewater characterisation; 5) performed characterisation according to the standard method at thirteen Swedish treatment plants; and 6) tested models to create daily variations in incoming loads to wastewater treatment plants.

Data from SMP showed no clear trends in specific loads over the years 2007–2020, so no need to update existing key figures for specific loads was identified. The variations in measured fractions during characterisation at the Swedish treatment plants, however, were large. Therefore, it is not possible to assume general parameter values for all treatment plants; these must be measured at each treatment plant. Simulation with a virtual wastewater treatment plant showed significant differences between the treatment plants with the different parameters measured, which supports the need to measure at each treatment plant. The results from the models to create daily variations showed that load variations could be well estimated if flow variations are known, making the models useful for studies of future scenarios.

Future research is still needed to investigate seasonal variations in characterisation parameters, as these variations also greatly affects how many occasions and when sampling and analysis should be performed. More research is also required to develop new methods for direct quantification of the different organically bound nitrogen and phosphorus fractions.

Lista med förkortningar och förklaringar

Ac _{COD}	Ättiksyra, uttryckt som COD
AlSO ₄	Aluminiumsulfat, kan användas som flockningsmedel
ASM1	Activated sludge model no. 1
ATU	Allyltiourea, kemikalie som används för att hämma nitrifierande organismer
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning efter sju dygn (eng. <i>biochemical oxygen demand</i>).
BOD _n	Biokemisk syreförbrukning efter <i>n</i> dygn
BCOD	Biologiskt tillgängligt COD
cCOD	Kolloidalt organiskt material, uttryckt som COD
cN	Kolloidalt bundet kväve
COD	Kemisk syreförbrukning (eng. <i>chemical oxygen demand</i>)
cP	Kolloidalt bundet fosfor
DO	Löst syrehalt (eng. <i>dissolved oxygen</i>)
HCO ₃ ⁻	Bikarbonat
NaOH	Natriumhydroxid, även kallad lut
NH ₄ ⁺ -N	Kväve i form av ammonium (NH ₄ ⁺)
NH _x ⁻ -N	Kväve i form av summan av ammoniak (NH ₃) + ammonium (NH ₄ ⁺)NO ₂ ⁻ -N Kväve i form av nitrit (NO ₂ ⁻)
NO ₃ ⁻ -N	Kväve i form av nitrat (NO ₃ ⁻)
NO _x ⁻ -N	Kväve i form av summan av nitrit (NO ₂ ⁻) och nitrat (NO ₃ ⁻)
OUR	Syreförbrukningshastighet (eng. <i>oxygen utilisation rate</i>)
PACl	Polyaluminiumklorid
pCOD	Partikulärt organiskt material, uttryckt som COD
PO ₄ ³⁻ -P	Fosfor i form av fosfat (PO ₄ ³⁻)
Pr _{COD}	Propionsyra, uttryckt som COD
sCOD	Löst organiskt material, uttryckt som COD
Slamålder	Den genomsnittliga uppehållstiden för partiklar i systemet
SMP	Svenska miljörapporteringsportalen
sN	Löst kväve
sP	Löst fosfor
SRT	Slamålder (eng. <i>solids retention time</i>)
TN	Totalkväve (eng. <i>total nitrogen</i>). På svenska ofta N-tot.
TKN	Totalt Kjeldahlkväve (eng. <i>total Kjeldahl nitrogen</i>): organiskt bundet kväve + ammoniumkväve
TP	Totalfosfor (eng. <i>total phosphorus</i>). På svenska ofta P-tot.
TSS	Suspenderad substans (eng. <i>total suspended solids</i>)
TS	Torrsubstans (eng. <i>total solids</i>)
VFA	Flyktiga fettsyror (eng. <i>volatile fatty acids</i>)
VSS	Glödförlust vid TSS-analys (eng. <i>volatile suspended solids</i>)
VS	Glödförlust vid TS-analys (eng. <i>volatile solids</i>)
Zn(OH) ₂	Zinkhydroxid, kan användas som flockningsmedel
ZnSO ₄	Zinksulfat, kan användas som flockningsmedel

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Svenska avloppsreningsverk står inför flertalet utmaningar i nutid och de kommande åren. Utsläppskrav vid nya tillstånd väntas bli strängare efter implementering av EU:s nya reviderade avloppsvattendirektiv (Direktiv 2024/3019), investeringsbehovet väntas bli högt på grund av åldrande infrastruktur (Svenskt Vatten 2023) och trender så som urbanisering och klimatförändringar sätter press på reningsverken. Samtidigt pågår digitaliseringstrenden, vilken har stor potential att bidra med lösningar för VA-sektorn (Arnell et al. 2021). Specifikt för avloppsreningsverk ses ett ökat intresse för detaljerad processmodellering (Wärff et al. 2020) och på senare år även för så kallade digitala tvillingar (Valverde-Pérez et al. 2021), där processmodellering automatiseras och simuleras i nära realtid.

Nya investeringar föregås normalt av utredning, utvärdering, design och optimering, vilka i sin tur kräver tillgång till bra data för att ge trygghet vid beslutsfattande och säkerställa kostnadseffektiva lösningar. Befintliga belastningsdata från reningsverk är viktiga, men är ofta bristfälliga, och ofta används schablonvärden för koncentrationer och massflöden för olika ämnen samt kvoter mellan dessa. Schablondata baseras ofta på äldre referenser medan lättillgänglig, uppdaterad och samlad statistik för svenska ARV saknas. Design och utredningar genomförs därmed med potentiellt utdaterade data, vilket kan leda till osäkra beräkningar och onödigt höga kostnader.

En nyckelparameter vid konventionell design och utvärdering vid svenska reningsverk är BOD_7 (biokemisk syreförbrukning, efter eng. *Biochemical Oxygen Demand*, efter sju dygn) som ett mått på biologiskt nedbrytbart organiskt material. BOD_7 är en analysparameter som har stor mätosäkerhet (20–30 %) och ger endast en uppfattning om hur mycket syre som förbrukats efter sju dygn. Analysen ger därmed ingen information om hur snabbt nedbrytningen av det organiska materialet sker eller hur mycket som kan avskiljas i en förfiltrering eller -sedimentering, vilket har stor påverkan på hur ett reningsverk kan designas. För att minska osäkerheter vid dimensionering och få större insikter vid utvärdering krävs då mer detaljerad information om avloppsvattnets sammansättning.

Internationellt finns exempel på hur en detaljerad karakterisering av avloppsvatten kan utföras. Den totala mängden syreförbrukande organiskt material (*Chemical Oxygen Demand*, COD), kväve och fosfor delas in baserat på biologisk tillgänglighet och fysikaliska egenskaper (partikulära, kolloidala och lösta fraktioner), vilket ger mer detaljerat underlag för utvärdering av olika behandlingsmetoders effektivitet än analysparametrar så som BOD_7 . Även lösta inerta fraktioner, som passerar ett reningsverk utan att omvandlas, kan uppskattas. De sistnämnda fraktionerna blir allt viktigare att ta hänsyn till när utsläppskraven blir strängare och fraktioner som inte kan behandlas med konventionell reningsteknik utgör en större andel av utgående halter.

Konventionell dimensionering av avloppsreningsverk görs oftast med statiska beräkningar baserat på nyckeltal så som BOD_7 , totalkväve (TN) och totalfosfor (TP). Fördelarna med dessa metoder är att de är väletablerade och ansedda, men samtidigt är processerna på reningsverk i praktiken aldrig statiska och nyckeltalen innehåller som tidigare nämnts osäkerheter. Detta innebär att säkerhetsfaktorer måste inkluderas i designriktlinjerna, vilket kan leda till överdimensionerade anläggningar samt osäkerheter i hur de svarar vid dynamiska belastningsvariationer. Det finns därmed potential att använda mer detaljerade processmodeller vid designarbete (Lindblom et al. 2023), där osäkerheter kan kvantifieras och användaren själv kan välja var det krävs säkerhetsfaktorer. Förutom detaljerad karakterisering, som kan ha stor påverkan på

dimensioneringsresultaten, krävs då mer detaljerad information om flödes- och belastningsvariationer på reningsverket.

Potentialen för att använda mer detaljerad karakterisering vid reningsverk i Sverige är stor, men eftersom karakteriseringen kan utföras med olika metoder för att nå samma resultat finns ett behov av att testa och beskriva vilka metoder som är bäst lämpade att använda i Sverige. Dessutom saknas samlad statistik över variationer och rimliga intervall för olika fraktioner för svenska förhållanden, vilket är värdefullt för att verifiera egna analyser. Denna statistik skulle med andra ord öka tillförlitligheten för resultaten vid praktisk användning. En sammanställning av tydliga riktlinjer gällande metoder och typiska värden för karakterisering för svenska förhållanden vore ett värdefullt steg för att ytterligare underlätta användning av processmodeller till utvärdering och dimensionering. Samtidigt är konventionell designinformation och verktyg för att uppskatta belastningsvariationer vid reningsverken kompletterande för att erhålla underlag för väl underbyggda beslut.

1.2 Syfte och mål med projektet

Syftet med projektet var att öka förutsättningarna för bra design, utvärdering och digitalisering av kommunala avloppsreningsverk genom tillgång till uppdaterad statistik och metodval för karakterisering av avloppsvatten.

Projektets mål var att:

- Presentera uppdaterade data och statistik gällande inkommande belastning och ämneshalter, samt kvoter mellan dessa, vid svenska avloppsreningsverk.
- Sprida kunskap om och redovisa tidigare utfört arbete om karakterisering av avloppsvatten i Sverige och internationellt.
- Rekommendera metoder för karakterisering av avloppsvatten för processdesign och modellering.
- Presentera data och statistik för typiska värden och spridningsintervall för karakteriseringsdata för ett större antal svenska avloppsreningsverk.
- Validera typiska dygnsvariationer i inkommande ämnesbelastning vid svenska avloppsreningsverk gentemot modeller som genererar syntetisk dygnsvariation.

Vår tanke är att rapporten kan användas som referens vid karakteriseringsarbete vid användning av processmodeller för processutvärdering/optimering, designverifiering och modellbaserad dimensionering. Rapporten förklarar metoder för karakterisering, rimliga intervall för olika parametrar och hur resultaten kan användas.

2 Metoder för detaljerad karakterisering av avloppsvatten

2.1 Vad innebär karakterisering?

Karakterisering (alt. *karaktärisering*) kan sammanfattas som en detaljerad beskrivning av något. I fallet med avloppsvatten åsyftas den kemiska/biologiska sammansättningen av innehållet i en vattenström, som kan bestämmas med analytiska metoder i ett laboratorium. Det vi syftar på för detta projekt är det som är av intresse vid modelleringsstudier och designberäkningar på reningsverk (med hjälp av de modellekvationer som vanligen implementeras i processmodeller). Det innebär i praktiken att de variabler som är viktiga för de (vanligtvis biologiska) processerna på avloppsreningsverk delas in i fraktioner uppdelat på deras fysikaliska (partikulärt/kolloidalt/löst) och biokemiska (långsamt nedbrytbart eller lättillgängligt) egenskaper. Olika karakteriseringsmetoder från den vetenskapliga litteraturen sammanfattas i detta kapitel tillsammans med en beskrivning av de olika fraktionerna och deras egenskaper.

2.2 Variabler – bakgrund, definitioner och terminologi

Att utföra en detaljerad karakterisering vid varje provtillfälle på reningsverk är inte praktiskt tillämpbart. Normalt utförs i stället karakteriseringen vid ett mindre antal tillfällen, för att sedan kunna användas för att omvandla det som normalt analyseras på reningsverk (till exempel total COD) till de variabler som krävs i den modell som ska användas för beräkning eller simulering. Genom att multiplicera total COD med de olika fraktionerna ges alltså modellens tillståndsvariabler. Exakt vilka variabler som krävs beror därför på vilken modell som används. För de flesta modeller som används för att beskriva avloppsreningsverk är dock variablerna identiska eller mycket lika. För denna rapport beskrivs två olika sammansättningar av variabler för karakterisering som ofta används i praktiken:

1. Baserat på variablerna som används i den väletablerade modellen Activated Sludge Model No. 1 (ASM1, Henze et al. 1987).
2. Baserat på de variabler som oftast inkluderas som standard i modeller i kommersiella programvaror för simulering av avloppsreningsprocesser (exempel på sådana programvaror är BioWin, GPS-X, Simba#, Sumo och WEST).

Grunden för modeller så som ASM1 är detaljerade massbalanser av organiskt material och andra ämnen så som kväve och fosfor. För att kunna sluta, alltså redogöra för alla strömmar, dessa massbalanser behöver de baseras på konservativa variabler. Med andra ord, BOD₅ som beskriver syreförbrukning efter sju dygn, går inte att använda då exempelvis hydrolys kan medföra att den totala mängden organiskt material är relativt konstant medan syreförbrukningen efter sju dygn har ökat eftersom mer lättillgängligt material frigörs. I stället används kemisk syreförbrukning (COD) som bas för dessa modeller. Ett stort fokus i denna rapport är därför på att bestämma de olika COD-fraktionerna, då dessa är viktiga både för slamproduktion och kväve- och fosforavskiljning. Notera att i denna rapport avses COD enligt dikromatmetoden, COD_{Cr}, för samtliga COD-analyser. Modellerna i dagens simulatorprogramvaror är oftast vidareutvecklade från ASM1 och har därmed stora likheter i grunden, men med vissa distinkta skillnader och

vidareutvecklade delar. En större skillnad mellan modellerna är att dagens simulatorer delar upp partikulärt material i större partiklar och små, kolloida partiklar, medan dessa inkluderas som en summa i ASM1.

För terminologin i denna rapport betecknas olika variabler så långt som möjligt enligt den namnstandard som publicerats i Corominas et al. (2010). Generellt används en symbol för att visa om ämnet beter sig som löst (**S**), kolloidalt (**C**) eller partikulärt (**X**) i modellen. I nedsänkt text beskrivs sedan vilken typ av ämne som avses, exempelvis S_{VFA} för flyktiga fettsyror och X_B för partikulärt bionedbrytbart COD. För tidiga modeller som ASM1, där kolloidalt material räknades tillsammans med partikulärt, används symbolen **XC**. För alla dessa variabler avses värden i halt (anges i mg/l eller g/m³, dessa är ekvivalenta), och om man i stället avser värdena som en beräknad fraktion av total mängd (COD i detta fall [g COD/g COD]) så anges de med bokstaven **f** följt av nedsänkt text för förklaring (f_{SVFA} och f_{XB} för de tidigare exemplen). Kväve- och fosforinnehåll i COD-fraktioner anges med bokstaven **i**, följt av förklaring i nedsänkt text (exempelvis $i_{N,XB}$ för kväveinnehåll i X_B [g N/g COD]). Se Tabell 2.1 för en sammanställning av variabler och parametrar som normalt används vid karakterisering, samt Figur 2.1, Figur 2.2, Figur 2.3 och Figur 2.4 för en grafisk representation.

Parameter	Beskrivning	Enhet
S_U	Löst, biologiskt inert COD	g COD/m ³
S_{VFA}	Flyktiga fettsyror (VFA)	g COD/m ³
S_F	Fermenterbar, biologiskt lättillgänglig (löst) COD	g COD/m ³
S_B	$S_{VFA} + S_F$	g COD/m ³
C_U	Kolloidal, biologiskt inert COD	g COD/m ³
C_B	Kolloidal, biologiskt tillgänglig COD	g COD/m ³
X_{OHO}	Heterotrof biomassa	g COD/m ³
X_U	Partikulär, biologiskt inert COD	g COD/m ³
X_B	Partikulär, långsamt biologiskt nedbrytbar COD	g COD/m ³
XC_U	Summa av X_U och C_U	g COD/m ³
XC_B	Summa av X_B och C_B	g COD/m ³
S_{NHx}	Ammonium- och ammoniakkväve	g N/m ³
$S_{N,U}$	Löst, biologiskt inert kväve (bunden till S_U)	g N/m ³
$S_{N,F}$	Löst, biologiskt tillgängligt kväve (bunden till S_F)	g N/m ³
$X_{N,B}$	Partikulärt, biologiskt tillgängligt kväve (bunden till X_B)	g N/m ³
$X_{N,U}$	Partikulärt, biologiskt inert kväve (bunden till X_U)	g N/m ³
S_{PO4}	Fosfatfosfor	g P/m ³
$S_{P,U}$	Löst, biologiskt inert fosfor (bunden till S_U)	g P/m ³
$S_{P,F}$	Löst, biologiskt tillgänglig fosfor (bunden till S_F)	g P/m ³
$X_{P,B}$	Partikulär, biologiskt tillgänglig fosfor (bunden till X_B)	g P/m ³
$X_{P,U}$	Partikulär, biologiskt inert fosfor (bunden till X_U)	g P/m ³
$X_{U,lg}$	Oorganisk suspenderad substans	g TSS/m ³
$i_{N,SU}$	Kväveinnehåll i S_U	g N/g COD
$i_{N,SF}$	Kväveinnehåll i S_F	g N/g COD
$i_{N,XU}$	Kväveinnehåll i X_U	g N/g COD
$i_{N,XB}$	Kväveinnehåll i X_B	g N/g COD
$i_{N,XOHO}$	Kväveinnehåll i X_{OHO}	g N/g COD
$i_{P,SU}$	Fosforinnehåll i S_U	g P/g COD
$i_{P,SF}$	Fosforinnehåll i S_F	g P/g COD
$i_{P,XU}$	Fosforinnehåll i X_U	g P/g COD
$i_{P,XB}$	Fosforinnehåll i X_B	g P/g COD
$i_{P,XOHO}$	Fosforinnehåll i X_{OHO}	g P/g COD
$i_{COD,VSS,XU}$	VSS-innehåll i X_U	g COD/g VSS
$i_{COD,VSS,XB}$	VSS-innehåll i X_B	g COD/g VSS
$i_{COD,VSS,XOHO}$	VSS-innehåll i X_{OHO}	g COD/g VSS

Tabell 2.1.

Variabler och parametrar som normalt används vid karakterisering. Observera att enheten g/m³ är ekvivalent med mg/l.

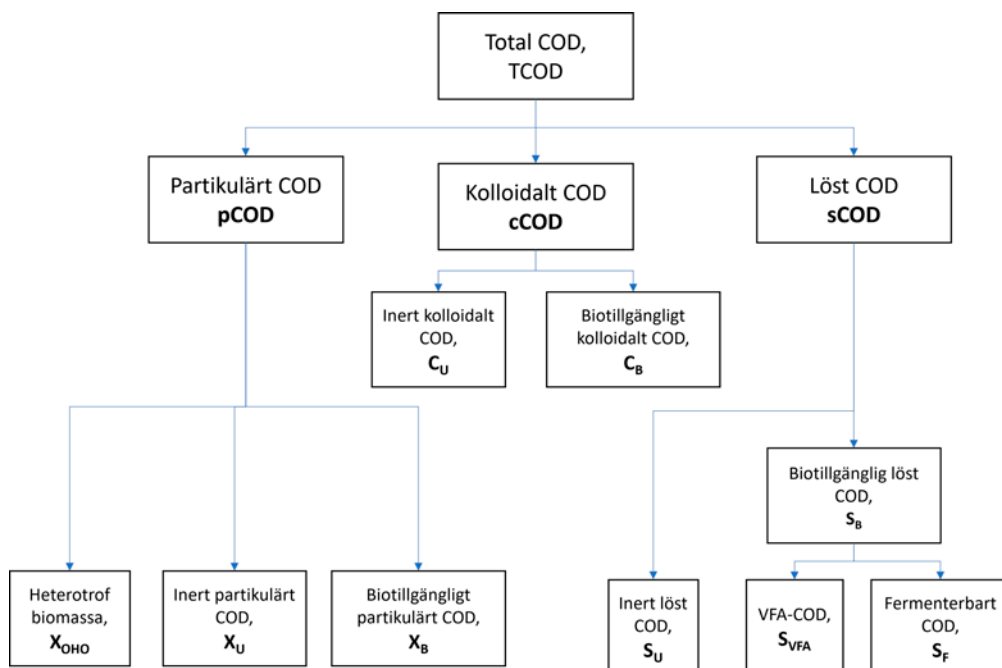
2.2.1 Fraktioner för organiskt material (COD)

De partikulära COD-fraktionerna inkluderar normalt X_{OHO} (heterotrof biomassa), X_{U} (inert partikulärt organiskt material) och X_{B} (långsamt nedbrytbart partikulärt organiskt material). X_{U} är särskilt viktigt för att bestämma slamproduktion då det inte bryts ned vid konventionell rening utan ansamlas i systemet. En större andel X_{U} innebär att slamproduktionen blir större vid en given slamålder (alltså den genomsnittliga uppehållstiden för partiklar i systemet), alternativt att slamåldern blir lägre vid en konstant slamhalt i en aktivslamprocess eftersom mer slam behöver tas ut ur systemet, samt en lägre biogasproduktion. X_{B} är biologiskt tillgängligt men behöver genomgå hydrolys till S_{B} innan det kan tas upp av biomassan. Högre andel X_{B} innebär större potentiell biogasproduktion samt tillgänglig kolkälla för denitrifikation eller biologisk fosforavskiljning (bio-P), samt högre syreförbrukning. X_{OHO} är normalt den dominerande gruppen av mikroorganismer som är aktiva vid reningsverk där de konsumerar organiskt material och avskiljer kväve genom denitrifikation. De finns även normalt i inkommande avloppsvatten, där framför allt halten relativt X_{B} är viktig för att beskriva hydrolysreaktioner vid primärslamshydrolys. Många fler partikulära fraktioner inkluderas i modellerna, men oftast i så låga halter i inkommande vatten att de inte är relevanta att inkludera vid karakterisering av de inkommande strömmarna.

De kolloidala fraktionerna C_{U} och C_{B} har normalt samma egenskaper som X_{U} och X_{B} vid modellering. De antas adsorberas snabbt till slammet i system med en slamålder > 3 d, men beter sig annorlunda vid exempelvis högbelastade aktivslamprocesser och biobäddar (Melcer et al. 2003). De är också viktiga att särskilja från X_{U} och X_{B} eftersom de är mindre än porstorleken som används vid filtrering för att analysera TSS samt normalt inte sedimenterar i en försedimentering. För att beräkna TSS i modellen används enbart de partikulära fraktionerna (X_{U} , X_{B} och X_{OHO} för inkommande avloppsvatten, fler i övriga delar i en modell).

De lösta fraktionerna utgörs av S_{U} (inert löst organiskt material) och S_{B} (lättilgängligt löst organiskt material), där S_{B} ytterligare kan delas in i S_{VFA} (flyktiga fettsyror) och S_{F} (fermenterbart organiskt material). S_{U} passerar reningsverket utan att reagera vid konventionell rening, men kan dock påverkas av starka oxideringsprocesser så som ozonering eller adsorption till aktivt kol. Vanligtvis antas utgående löst COD vid reningsverk utgöra S_{U} då S_{B} konsumeras fort, men det kan vara annorlunda om exempelvis ozonering eller aktivt kol används tidigare i processen, samt vid låg slamålder (< 3 d) eller om kolkälla överdoseras i biosteget. Dessutom bildas lösta mikrobiella restprodukter vid avdödning av biomassa i en aktivslamprocess (Orhon et al. 1994), vilket bidrar till högre halter i utgående vatten, men i praktiken i mycket små mängder. Andelen S_{B} är viktigt för kväve- och fosforavskiljning samt för att bestämma syrebehovet vid luftning. Framför allt är delmängden S_{VFA} viktig för bio-P, medan S_{F} också kan omvandlas till S_{VFA} genom fermentering.

I många modeller som bygger på ASM1 används de så kallade avdödning-regenereringskonceptet för att beskriva vad som händer med biomassan efter att den dör. I detta koncept omvandlas en del (8 %) av den döda biomassan till inerta partikulära mikrobiella restprodukter (kallade $X_{\text{U,E}}$). Resterande andel blir X_{B} och kan hydrolyseras för att bilda S_{B} och tas upp igen av biomassa för tillväxt. Ibland inkluderas därför även $X_{\text{U,E}}$ vid karakterisering av inkommande avloppsvatten, men halten är normalt mycket låg och kan därför oftast räknas med i X_{U} . Samtliga COD-fraktioner som används vid karakterisering visas i Figur 2.1.

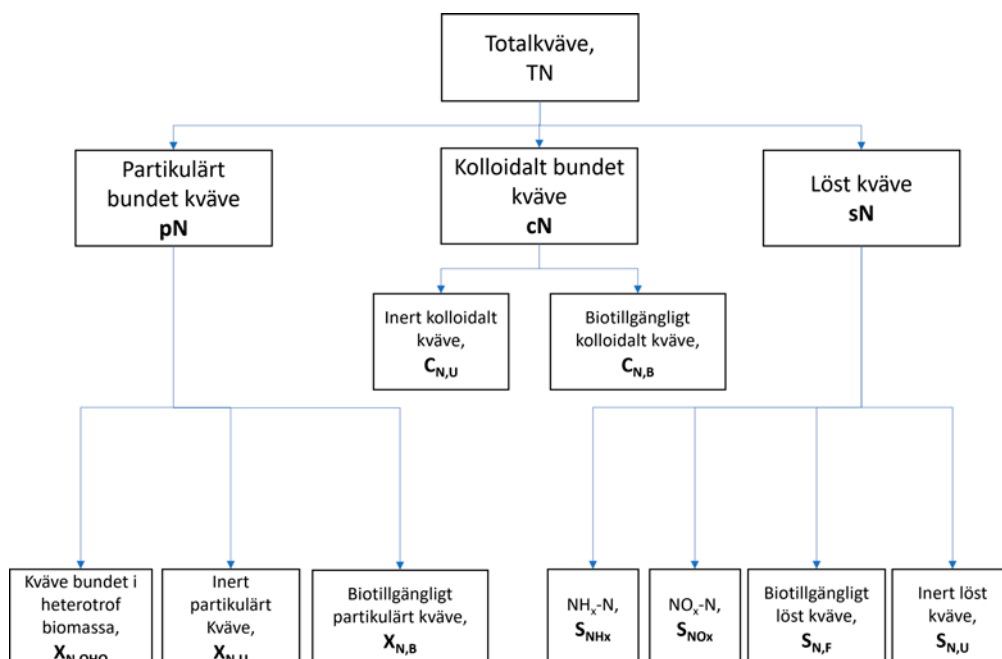


Figur 2.1

Fraktioner av organiskt material i inkommande avloppsvatten, angivet som COD.

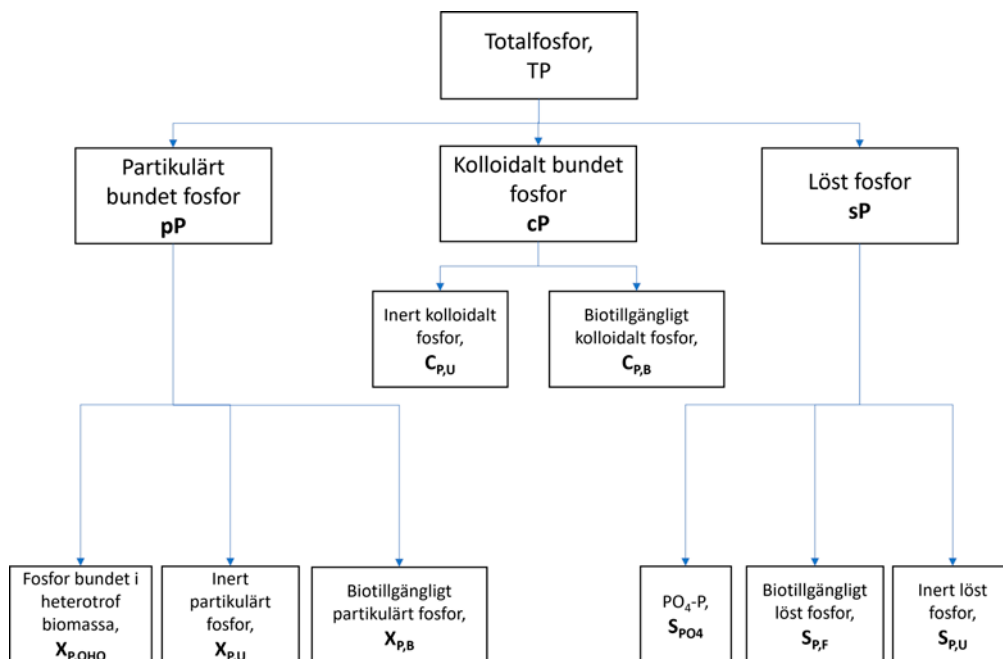
2.2.2 Fraktioner för kväve och fosfor

Kväve- och fosfor kan delas in i fraktioner mycket lika de för COD (inklusive andel av dessa i biomassa). Anledningen är att organiskt material oftast innehåller en andel kväve och fosfor, COD-fraktionerna antas därför ofta ha ett viss N- och P-innehåll. Undantaget är S_{VFA} , som per definition inte innehåller N- eller P-atomer. Utöver organiskt bundna fraktioner finns för kväve ofta ammoniak- och ammoniumkväve (S_{NHx}) och nitrat- och nitritkväve (S_{NO_2} och S_{NO_3} , alt. sammanslaget till S_{NOx}) och för fosfor fosfatfosfor (S_{PO_4}) inkluderat. Samtliga tillståndsvariabler i inkommande avloppsvatten visas i Figur 2.2 (kväve) och Figur 2.3 (fosfor). Liknande indelning kan även göras för andra ämnen av intresse, exempelvis svavel, men dessa inkluderas inte i denna rapport.



Figur 2.2

Fraktioner av kväve i inkommande avloppsvatten. NH_x -N syftar på summan av NH_3 -N och NH_4 -N; NO_x -N summan av NO_2 -N och NO_3 -N.



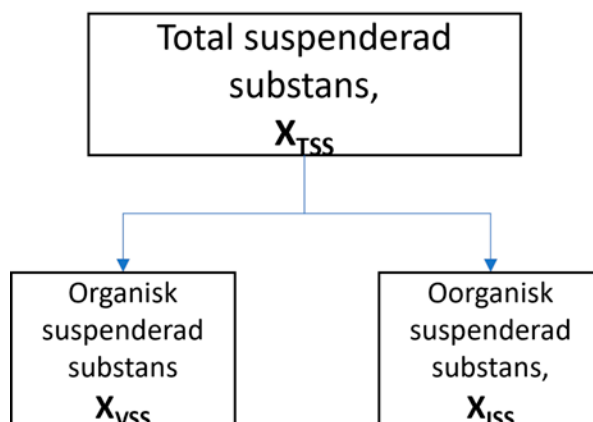
Figur 2.3

Fraktioner av fosfor i inkommande avloppsvatten.

2.2.3 Fraktioner för suspenderad substans

Suspenderat material delas vanligen in i olika fraktioner baserat på vilken typ av modell som används. En grundläggande distinktion görs mellan organiskt suspenderat material (VSS, efter eng. *volatile suspended solids*) och oorganiskt suspenderat material (ISS, efter eng. *inorganic suspended solids*). Den totala mängden suspenderat material (TSS, efter eng. *total suspended solids*) beräknas som summan av VSS och ISS (Figur 2.4). TSS benämns ofta SS, suspenderad substans, på svenska. I vissa fall kan TSS-fraktionerna fraktioneras ytterligare baserat på deras sedimenteringsegenskaper eller storleksfördelning.

Notera att TSS lätt kan förväxlas med TS (efter eng. *total solids*), men att detta är två olika analyser som kan skilja avsevärt i magnitud beroende på vilken typ av vatten analysen görs på. Vid TS-analys filtreras inte partikulärt material först, vilket innebär att lösta salter i vatten faller ut och bidrar till TS. Vid exempelvis inkommande avloppsvatten blir TS-analys normalt avsevärt högre än TSS, medan analys på biologiskt överskottsslam kan resultera i mindre skillnader. På samma sätt är VSS inte ekvivalent med VS (eng. *volatile solids*).



Figur 2.4

Fraktioner av suspenderad substans i inkommande avloppsvatten.

2.2.4 Namnstandard och definition av lösta, kolloidala och partikulära analyser

Ett problem som ofta uppstår när man försöker jämföra analysvärden mellan reningsverk är att man benämner ett värde som löst när man filtrerat det innan analys, oavsett vilken porstorlek som använts på filtret. Detta blir problematiskt då det kan skilja stort på COD som analyserats efter filtrering genom filter med porstorlek 0,1 μm och 1,6 μm (Tebini 2020). I denna rapport benämns därför filtrerade prover med *filt* och porstorlek i index, exempelvis $\text{COD}_{\text{filt},0,45}$ för COD filtrerat genom filter med porstorlek 0,45 μm . Ett liknande system på svenska reningsverk skulle underlätta jämförelser och utvärderings-/utredningsarbete.

Lösta ämnen definieras som sådant som filtrerats genom filter med porstorlek 0,1 μm , alternativt prov där flockningsmedel tillsatts följt av filtrering av klarfasen genom filter med porstorlek 0,45 μm (Roeleveld & van Loosdrecht 2002) (för COD skulle dessa benämnas $\text{COD}_{\text{filt},0,1}$ och $\text{COD}_{\text{flock,filt},0,45}$ med terminologin ovan). Ofta definieras kolloidala som ämnen som är mindre än 1,0 μm och större än lösta (van Nieuwenhuijzen et al. 2004). För avloppsvattenkaraktisering varierar dock den exakta definitionen, och värden mellan 1,2–1,5 μm anges (Melcer et al. 2003; Dynamita u.å.). Mellan dessa storlekar bör skillnaden vara liten, men för detta arbete valdes storleken 1,2 μm , baserat på Melcer et al. (2003). Värdena beräknas då som:

- Kolloidalt COD (cCOD): skillnaden mellan $\text{COD}_{\text{filt},1,2}$ och löst COD (sCOD).
- Partikulärt COD (pCOD): skillnaden mellan totalt COD och $\text{COD}_{\text{filt},1,2}$.

2.3 Metoder för att karakterisera organiskt material (COD)

2.3.1 Respirometri

I respirometrisk analys (respirometri) mäts syreförbrukningshastigheten hos (i fallet med avloppsvatten) aktiv biomassa. Vanligen luftas ett avloppsvattenprov cykliskt av och på, vid de oluftade perioderna är endast omrörning aktivt och syretillförsel är förhindrad. Löst syrehalt i provet mäts kontinuerligt och baserat på lutningen på kurvan under den oluftade perioden kan en förbrukningshastighet (*oxygen utilization rate*, OUR) beräknas. Genom att plotta OUR över tid kan effekter från förändringar i avloppsvattnets och biomassans sammansättning urskiljas, vilket kan användas för att få information om avloppsvattnets ursprungliga sammansättning. Metoden kan användas med tillsats av ymp eller genom att nyttja biomassa som redan finns i provet man vill analysera, och nedan presenteras hur detta kan göras och vilken information försöken ger. För den intresserade läsaren presenteras också detaljer om beräkningar, dessa behöver dock inte studeras i detalj för att nå en övergripande förståelse.

Ekama et al. (1986) beskriver tre olika metoder för respirometrisk analys. I den första metoden används ett recirkulerande aktivslamsystem i laboratorieskala med en luftad/omrörd reaktor och en sedimentering med slamretur. OUR analyseras under konstant inflöde av nytt avloppsvatten till reaktorn. Efter några timmar stängs inflödet av medan OUR fortsatt analyseras. Skillnaden mellan OUR före och efter tillsats av avloppsvatten avslutats antas bero på förekomsten av biologiskt lättillgängligt COD (S_B). I den andra metoden (Figur 2.5) används en satsvis reaktor där inkommande avloppsvatten blandas med aktivt slam i ett förbestämt förhållande. Cyklisk luftning används sedan för att analysera OUR under ett antal timmar. S_B förbrukas då under en tid med hög OUR som följd. När S_B tar slut sker en snabb kraftig minskning av OUR till en lägre nivå, då mer komplex organiskt material (XC_B) måste hydrolyseras innan det kan konsumeras genom syreförbrukande processer. Skillnaden i area under OUR-kurvan (se Figur 2.5) vid konsumtion av S_B kontra XC_B används då till att beräkna ursprunglig mängd S_B i reaktorn, vilket i sin tur används för att beräkna halt i ursprungligt prov. Ett teoretiskt förhållande mellan avloppsvatten och aktivt slam kan initialt beräknas, men kan behöva justeras iterativt tills en tillräckligt lättavläst kurva fås från experimentet. Den tredje

metoden är identisk till metod två men utförs under anoxiska förhållanden, det vill säga med tillsats av nitrat som elektronacceptor i stället för syre. Samtliga metoder bygger på antaganden om utbytet (som beskrivs av utbyteskoefficienten Y_{OHO}), alltså hur stor andel av det COD som konsumeras som används till att syntetisera nya celler (tillväxt) och hur mycket som oxideras med O_2 och omvandlas till CO_2 . Observera att Y_{OHO} är den sanna utbyteskoefficienten, till skillnad mot det observerade utbytet Y_{obs} , där exempelvis avdödning och uttag av slam också påverkar värdet.

Följande beräkningar görs för att bestämma S_B :

$$S_B = \frac{\Delta O}{1 - f_{CV} \cdot Y_{OHO}} \cdot \frac{V_{slam} + V_{avlopp}}{V_{avlopp}} \quad (1)$$

där f_{CV} : COD/VSS-kvot i slammet [mg COD/mg VSS];

Y_{OHO} : utbyteskoefficient för heterotrof biomassa [mg VSS/mg COD];

ΔO : massa syre som konsumerats för att respirera S_B , per liter vatten (arean under grafen, "OUR från S_B ", i Figur 2.5) [mg O_2 /l];

V_{slam} : volym tillsatt aktivt slam [l];

V_{avlopp} : volym tillsatt avloppsvattensprov [l].

Typvärden som anges är $Y_{OHO} = 0,45$ och $f_{CV} = 1,48$, men f_{CV} bör analyseras vid försökstillfället (helst i duplikat då slam kan vara besvärligt att analysera). För att uppskatta initial F/M-kvot (kvot mellan mängd COD i inkommande vatten och mängd VSS i aktivt slam) kan följande ekvationer användas:

$$F/M = (1,0 \text{ till } 1,5) \cdot f_{av} \quad (2)$$

där f_{av} (fraktion aktiv biomassa i slammets VSS) ges av Ekvation 3a för aktivslamanläggning utan försedimentering, och 3b med försedimentering beroende på slamåldern SRT [d]:

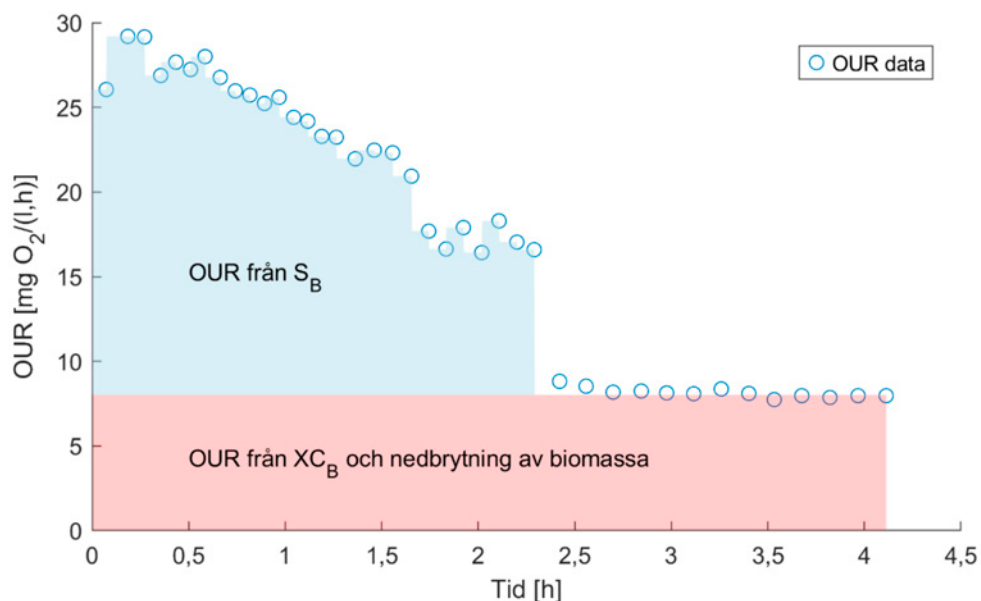
$$f_{av} = 1,41 \cdot SRT^{-0,53} \quad (3a)$$

$$f_{av} = 1,57 \cdot SRT^{-0,43} \quad (3b)$$

En annan aspekt Ekama et al. nämner är att OUR inte bör vara för hög i testet, för att kunna snabbt öka den lösta syrehalten i den luftade fasen. De rekommenderar maximal OUR omkring 30–40 mg O_2 /(l*h). Detta är kopplat till mängden aktiv biomassa i reaktorn, och kan uppskattas med:

$$X_{vbt} = (300 \text{ till } 400)/f_{av} \quad (4)$$

där X_{vbt} : slamhalt i reaktorn under testet [mg VSS/l_{reaktor}].



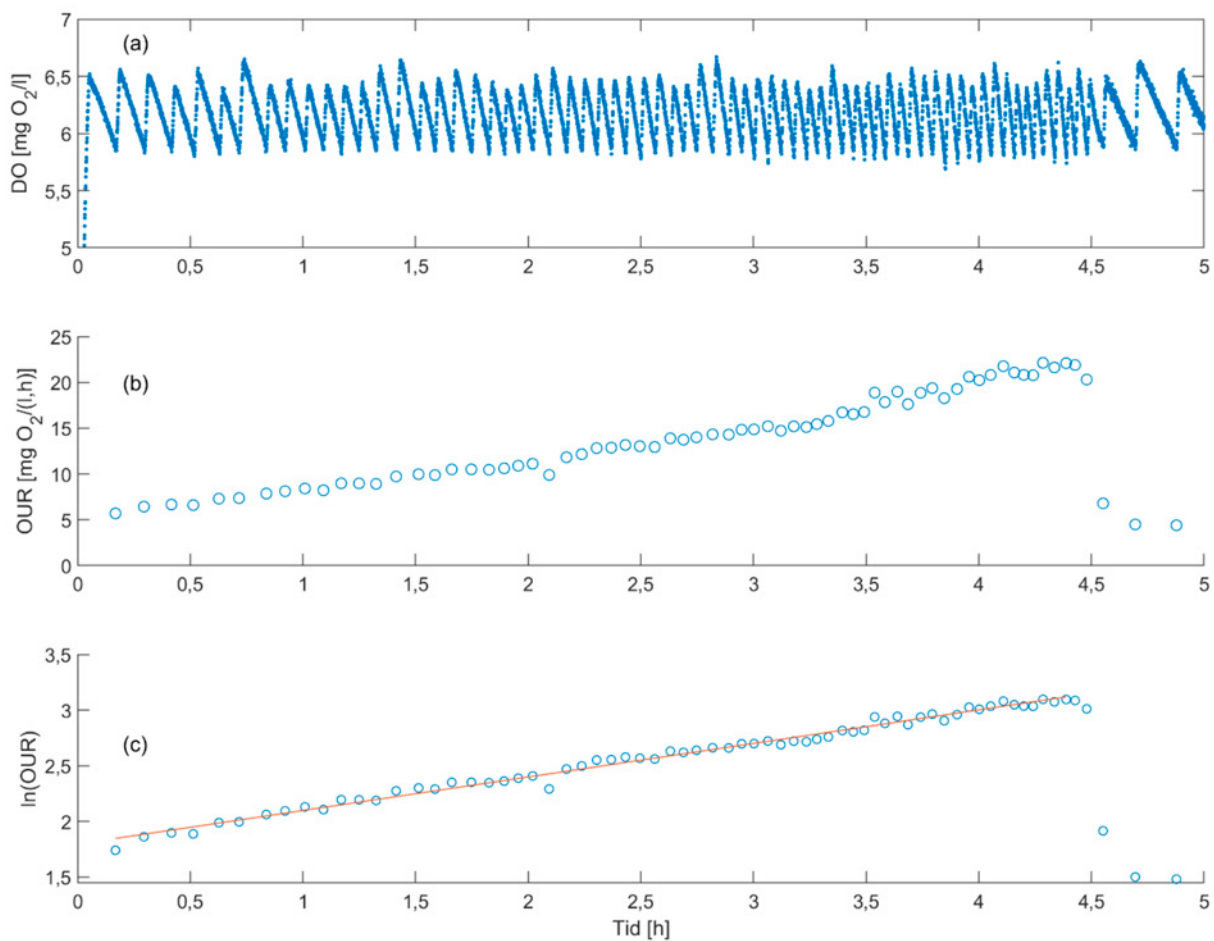
Figur 2.5

Exempel på OUR-kurva från metoden från Ekama et al. (1986).

Wentzel et al. (1995) beskriver också en metod för satsvisa experiment, men som kan användas med endast inkommande avloppsvatten utan tillsats av aktivt slam. Metoden bygger på att aktiv biomassa redan finns i inkommande avloppsvatten i låga halter, vilka kan konsumera S_B vid luftade förhållanden. Cyklisk luftning/omrörning sker under ett antal timmar under vilka biomassan konsumerar S_B och växer till. I takt med att biomassan växer ökar OUR exponentiellt fram tills att allt S_B är förbrukat och OUR sjunker kraftigt på kort tid. Baserat på denna data och med antaganden om Y_{OHO} och maximal tillväxthastighet för biomassan ($\mu_{max,OHO}$) kan ursprunglig halt S_B i provet och ursprunglig halt biomassa beräknas.

Först beräknas OUR (Figur 2.6b) som lutningen på kurvan för löst syrehalt under oluftade perioder (se Figur 2.6a). Sedan plottas $\ln(OUR)$ över tiden t [h] och parametrarna k och m i en linjär ekvation (5) anpassas till kurvan från $t = 0$ till dess att S_B är förbrukat (Figur 2.6c).

$$\ln(OUR)(t) = k \cdot t + m \quad (5)$$



Figur 2.6

Exempelkurva från metoden från Wentzel et al. (1995). (a): uppmätt löst syrehalt (DO) i reaktorn under testet; (b) beräknad OUR; (c) $\ln(\text{OUR})$ och anpassad linjär ekvation för beräkning av initialhalt av X_{OH_0} .

Initial biomassa, $X_{OHO,t=0}$, kan då beräknas genom:

$$X_{OHO,t=0} = \frac{e^m \cdot 24}{\frac{1 - Y_{OHO}}{Y_{OHO}} \cdot (k \cdot 24 + b_{OHO})} \quad (6)$$

där b_{OHO} : avdödningshastighet för heterotrof biomassa [d^{-1}] (typiskt värde = 0,62 d^{-1}); Y_{OHO} : utbyteskoefficient för heterotrof biomassa [mg COD/mg COD] (typiskt värde = 0,67 mg COD/mg COD). OBS! Olika enheter (och därmed belopp) används för Y_{OHO} i beräkningarna av Wentzel et al. (1995) och Ekama et al. (1986), men själva parametern har samma innebörd.

Initial halt av $S_{B,t=0}$ kan också beräknas genom kompensera för S_B som bildats från hydrolys av XC_B :

$$K_{MP} = \frac{OUR_{XC_B} \cdot 24}{\frac{1 - Y_{OHO}}{Y_{OHO}} \cdot X_{OHO,t=0} \cdot e^{k \cdot t_s}} \quad (7)$$

$$\mu_{OHO} = k \cdot 24 + b_{OHO} - K_{MP} \quad (8)$$

$$S_{B,t=0} = \frac{\mu_{OHO} \cdot X_{OHO,t=0}}{Y_{OHO} \cdot k \cdot 24} \cdot (e^{k \cdot t_d} - 1) \quad (9)$$

där K_{MP} : maximal tillväxthastighet för heterotrof biomassa på XC_B [d^{-1}]; OUR_{XC_B} : OUR från hydrolys av XC_B (näst sista datapunkten i Figur 2.6b) [mg $O_2/(l \cdot h)$]; t_s : tid direkt efter det kraftiga fallet i OUR (alltså tiden för OUR_{XC_B} i Figur 2.6b) [h]; μ_{OHO} : maximal tillväxthastighet för heterotrof biomassa på S_B [d^{-1}]; t_d : tid då OUR faller kraftigt (strax innan 4,5 h i Figur 2.6) [h].

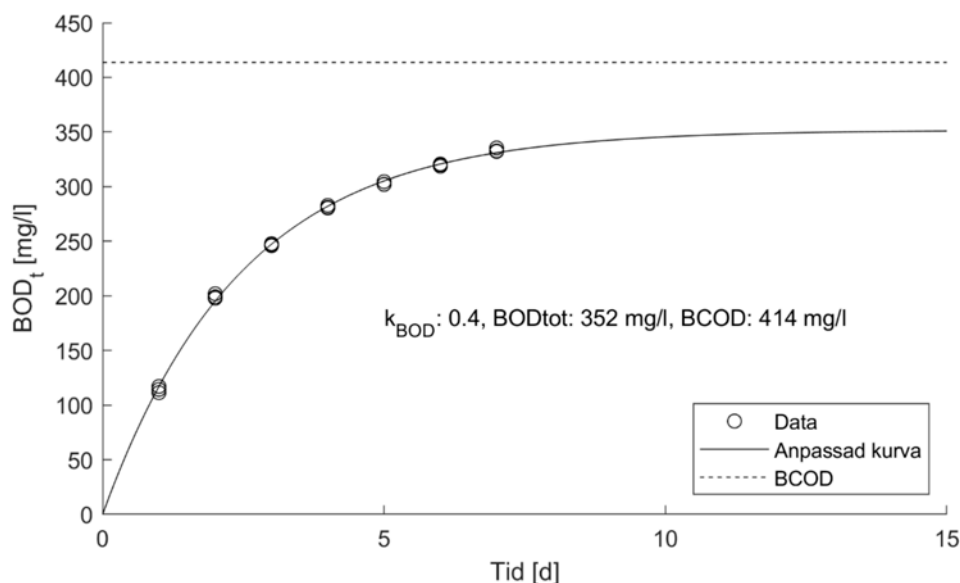
2.3.2 Fysikalisk-kemiska metoder

Nackdelar med respirometrisk analys för att bestämma S_B är att de är tidskrävande samt kräver tillgång till specialiserad laborieutrustning. Med denna bakgrund utvecklade Mamais et al. (1993) en ny metod för att bestämma S_B baserat på det faktum att S_B består av små molekyler så som flyktiga fettsyror, enkla sockerarter och alkoholer, vilka är lösta i vattnet. Det rent lösta fraktionerna i provet togs fram genom att tillsätta flockningsmedlet zinkhydroxid ($Zn(OH)_2$) och höja pH till 10,5 genom tillsats av lut (NaOH), varefter provet filtrerades genom filter med porstorlek 0,45 μm . Genom att utföra analysen både för inkommande avloppsvatten och utgående avloppsvatten (så länge systemet har en slamålder > 3 d) så kan inkommande S_B beräknas från skillnaden mellan inkommande och utgående lösta halter COD (utgående löst COD antas vara biologiskt inert, S_u). Vid jämförelse med S_B beräknat från respirometri (enligt den första metoden i Ekama et al. (1986)) gav metoderna nära identiska resultat. Wentzel et al. (2000) vidareutvecklade senare metoden och jämförde resultaten med användning av aluminiumsulfat ($Al_2(SO_4)_3$) som flockningsmedel (utan behov av pH-justering) och filtrering med glasfiberfilter (GF/C, 1,2 μm porstorlek) efter flockning istället för filter med porstorlek 0,45 μm . Deras slutsatser var att dessa förenklingar av metoden gav lika bra resultat som Mamais et al. (1993). Roeleveld & van Loosdrecht (2002) refererar även till undersökningar utförda av STOWA i Nederländerna där flockning och filtreringsmetoden av Mamais et al. (1993) jämförts med enbart filtrering med porstorlek 0,1 μm . Skillnaden mellan metoderna var där mycket liten (< 1 %) och resultaten ansågs jämbördiga.

2.3.3 BOD-test

I Sverige används normalt BOD_7 (halten löst syre som förbrukats efter sju dygn) som ett mått på biotillgängligt syreförbrukande organiskt material i avloppsvatten, medan BOD_5 vanligen används i andra länder. Skillnaden beror på att man i Sverige valde att basera analysen på avläsning av syreförbrukning efter sju dygn, vilket gör att avläsning på helger kan undvikas (om inte analysen påbörjas på helgen). Ingen av dessa parametrar går dock att direkt använda till karakterisering eftersom de bara visar syreförbrukning efter ett godtyckligt antal dagar, inte den totala mängden biotillgängligt organiskt material.

Nederländska STOWA gav i mitten av 90-talet ut riktlinjer för karakterisering av avloppsvatten, vilka återrapporteras i Roeleveld & van Loosdrecht (2002), där de i stället använder flertalet BOD-test över flera dagar för att beräkna den totala mängden biologiskt tillgängligt organiskt material. Metoden går ut på att BOD-värdet analyseras efter ett antal dagar mellan 1 och 10, sedan anpassas en första reaktionsordningens modellekvation till dessa data. Slutligen extrapoleras det asymptotiska värdet som tolkas som den totala BOD-mängden fram när allt organiskt material har förbrukats (Figur 2.7). Under dessa reaktioner kommer dock inte allt syreförbrukande material att visas i analysen, eftersom organiskt material även används av bakterierna för att bygga nya celler. När bakterierna sedan dör är viss del av detta COD bundet i inerta biologiska restprodukter, vilka därför inte kommer att kunna oxideras och förbruka syre. Roeleveld & van Loosdrecht (2002) anger att en korrigeringsfaktor (f_{BOD}) på 0,15 kan användas, vilket stämmer bra med de värden som genereras vid simulering av BOD-testet med ASM1. Även Weijers (1999) testade detta och kom fram till en siffra på $f_{BOD} = 0,18$.



Figur 2.7

Exempel på resultat från BOD-test över tid med avläsning en gång per dygn. Ekvation 10 har anpassats till data för att sedan beräkna BCOD enligt Ekvation 11 (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002).

Viktigt att tänka på vid utförande av BOD-test för andra tidslängder än standarden på 7 dygn är att se till att ha rätt utspädning av provet för att säkerställa att kvarvarande syrehalt i slutet av analysen är rätt för att nå korrekt avläsning av BOD_n . Metoden är standardiserad med mer detaljer i standarden (SS-EN ISO 5815-1:2019). Vid diskussion med kommersiella laboratorier är det därför viktigt att diskutera denna fråga innan beställning, eftersom det blir en avvikelse från deras standardmetod (BOD_7).

$$BOD_t = (1 - e^{k_{BOD} \cdot t}) \cdot BOD_{tot} \quad (10)$$

$$BCOD = \frac{BOD_{tot}}{1 - f_{BOD}} \quad (11)$$

2.3.4 Långtidsluftning

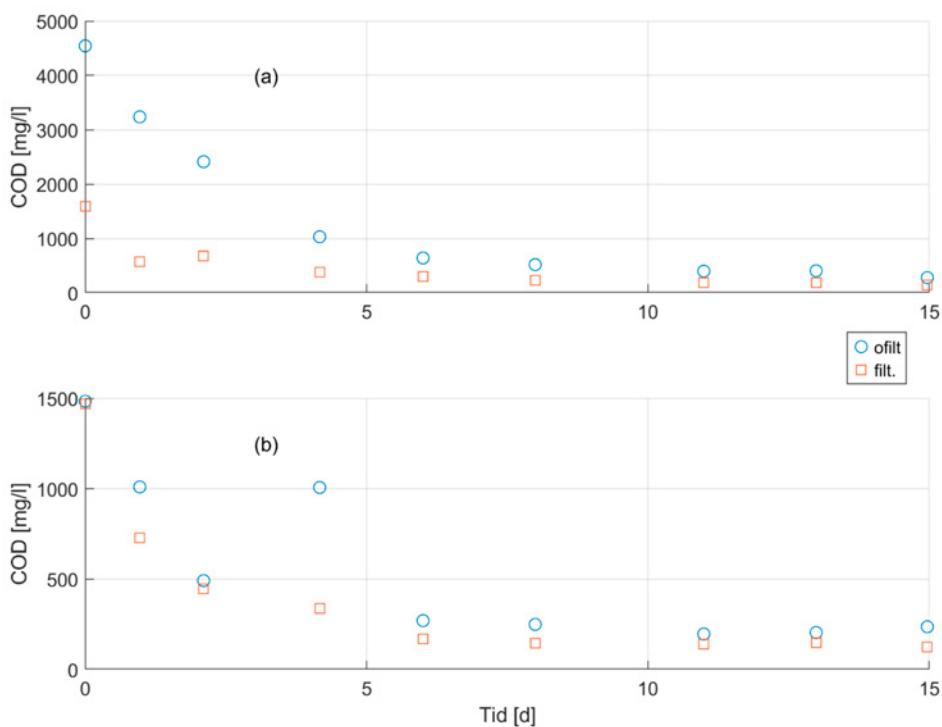
Orhon et al. (1994) utvecklade en metod för att direkt bestämma de biologiskt inerta COD-fraktionerna (S_U och X_U). En förenkling som ofta antas med övriga metoder för att bestämma S_U är att halten är oförändrad mellan inkommande och renat avloppsvatten. I verkligheten stämmer inte detta, då vissa lösliga mikrobiella nedbrytningsprodukter bildas och bidrar till att S_U kan vara något högre i utgående vatten jämfört med inkommande. I praktiken blir skillnaden mycket liten för kommunala avloppsreningsverk, men i specialfall, så som industriella avloppsvatten, kan detta behöva tas i beaktande. Likaså kan det vid sådana specialfall vara så att de metoder som används för att bestämma de partikulära fraktionerna X_U och X_B vid kommunala reningsverk inte är applicerbara då antaganden inte längre är giltiga. Genom att använda två långtidsluftade satsvisa reaktorer parallellt kommer metoden i Orhon et al. (1994) runt de antaganden som annars behöver göras, så som värde på utbyteskonstanten Y_{OHO} eller reaktionsordningen för respiration av BOD. Reaktorerna använder avloppsvatten från samma prov, i ena reaktorn ofiltrerat och i den andra filtrerat (eller flockat + filtrerat). Ymp av aktivt slam från samma reningsverk tillsätts reaktorerna och de luftas sedan under omrörning under ca 14 dagar. Under tiden tas prov på total och löst COD regelbundet från respektive reaktor. Utifrån startvärde och slutvärde på total och löst COD i de båda reaktorerna beräknas andelen inerta mikrobiella nedbrytningsprodukter (lösta, S_E , och partikulära, X_E) som bildats, vilket möjliggör beräkning av initiala värdena på X_U och S_U i provet enligt (12)–(15). Exempel på hur COD varierar över tid vid användning av metoden på ett industriellt avloppsvatten visas i Figur 2.8.

$$X_{E,slut,R1} = \frac{(TCOD_{slut,R2} - sCOD_{slut,R2}) \cdot (TCOD_{start,R1} - TCOD_{slut,R1})}{(TCOD_{start,R2} - TCOD_{slut,R2})} \quad (12)$$

$$S_{E,slut,R1} = \frac{(sCOD_{slut,R1} - sCOD_{slut,R2})}{1 - \frac{(TCOD_{start,R2} - TCOD_{slut,R2})}{(TCOD_{start,R1} - TCOD_{slut,R1})}} \quad (13)$$

$$X_U = TCOD_{slut,R1} - sCOD_{slut,R1} - X_{E,slut,R1} \quad (14)$$

$$S_U = sCOD_{slut,R1} - S_{E,slut,R1} \quad (15)$$



Figur 2.8

Resultat från försök med långtidsluftning av ett industriellt avloppsvatten enligt Orhon et al. (1994). (a) reaktor med ofiltrerat avloppsvatten; (b) reaktor med filtrerat avloppsvatten.

2.3.5 Storleksfördelning

Tebini (2020) utförde analys av COD-partikelstorleksfördelning på Källby (Lund), Sjölanda (Malmö) och Klagshamns (Malmö/Vellinge) avloppsreningsverk. Metoden går ut på att filtrera avloppsvatten genom ett antal filter med olika porstorlek, varefter COD analyseras i det filtrerade provet. En uppfattning om storleksfördelningen på det organiska materialet ges då. Detta kan vara användbart exempelvis för att uppskatta vilka partiklar som kan avskiljas med filtrering av en viss porstorlek. För mer detaljer hänvisas läsaren till Tebini (2020).

2.3.6 Analys av flyktiga fettsyror (VFA)

Flyktiga fettsyror (VFA, från eng. *volatile fatty acids*) är ett samlingsbegrepp för kortkedjiga organiska syror med liknande egenskaper. Syrorna har mellan 1–7 kolatomer och liknande pK_a -värden (det pH-värde då hälften av syran dissocierat) och visas i Tabell 2.2.

Flyktig fettsyra	Antal C-atomer	g HAc-ekv./g	g COD/g	g COD/g HAc-ekv.
Ättiksyra	2	1	1,07	1,07
Propionsyra	3	0,81	1,51	1,86
Smörsyra	4	0,68	1,82	2,66
Isosmörsyra	4	0,68	1,82	2,66
Valeriansyra	5	0,59	2,04	3,46
Isovaleriansyra	5	0,59	2,04	3,46
Kapronsyra	6	0,52	2,20	4,26
Isokapronsyra	6	0,52	2,20	4,26
Heptansyra	7	0,46	2,33	5,06

Tabell 2.2

Omvandlingsfaktorer för olika flyktiga fettsyror (VFA) till COD och ättiksyraekvivalenter (HAc-ekv.).

Analys av dessa kan antingen utföras på enskilda syror (vanligen genom gaskromatografi eller jonkromatografi) eller genom metoder som mäter den totala mängden VFA, så som titrering. Vid karakterisering är den intressanta halten S_{VFA} (den totala mängden VFA uttryckt i COD-ekvivalenter), vilken kan beräknas genom att balansera den kemiska

formeln för fullständig mineralisering av syran med hjälp av syre. Mängden syre som går åt för reaktionen blir syrans COD-innehåll. Eftersom olika VFA har olika antal kolatomer krävs olika mängd syre för att mineralisera lika massa av olika syror, omvandlingsfaktorn från VFA till COD [g COD/g VFA] blir således olika för de olika syrorna. Det är därför önskvärt att en analys av individuella syror görs så långt som möjligt. För kommunala reningsverk är dock ett problem att halterna ofta är lägre än detektionsgränsen för de flesta av de enskilda syrorna i avloppsvattnet. För att ändå få ett värde på summan av VFA kan då titreringsmetoder användas. Titreringsmetoderna utnyttjar det faktum att de flesta VFA har snarlika pK_a -värden och är monoprotoniska, och gör antagandet att det handlar om en syra för att beräkna summan. Oftast får man ut resultatet i ättiksyraekvivalenter (HAc-ekv.), det vill säga massan ättiksyra som skulle vara erforderlig för att all förändring i pH under titreringen skulle kunna härledas till protonation och deprotonation av enbart ättiksyra. Eftersom normaliseringen sker baserat på protoner som tagits upp av syran vid titrering och en ättiksyramolekyl tar upp lika många protoner som en heptansyramolekyl fås ingen information om COD-innehållet vid titrering. COD-innehållet kan teoretiskt vara någonstans mellan 5,06 g COD/g HAc-ekv. för heptansyra och 1,07 g COD/g HAc-ekv. för ättiksyra. Om man endast vet ättiksyreekvivalenterna och antar att det enbart är ättiksyra i avloppsvattnet blir det därför minsta möjliga S_{VFA} och minst sannolikt att överskatta andelen S_{VFA} i avloppsvattnet.

Verkliga värden för kvoten g COD/g HAc-ekv. för inkommande avloppsvatten är sällsynta i litteraturen, förmodligen på grund av de låga halterna. Ossiansson et al. (2023) uppmätte en kvot på $1,7 \pm 0,2$ g COD/g HAc-ekv. (medelvärde $\pm$ standardavvikelse) under ett års drift av en pilotanläggning för primärslamshydrolys och fermentering vid Källby reningsverk i Lund. Under tiden för projektet som presenteras i denna rapport gjordes även analys på primärslammet vid Öresundsverket i Helsingborg där primärslamshydrolys och fermentering i försedimenteringen tillämpas. Där uppmättes endast halter över rapporteringsgräns för ättiksyra, propionsyra och smörsyra, med en beräknad total kvot på $1,3 - 1,45$ g COD/g HAc-ekv.

När det gäller titrering finns olika metoder, där 5-punktstitrering (Moosbrugger et al. 1993; Lahav & Morgan 2004) är särskilt användbar vid karakterisering. Metoden går ut på att titrera till fyra olika pH-värden (plus initialvärdet), med två punkter på vardera sida kring pK_a -värdet för HCO_3^- och två kring typiskt pK_a -värde för VFA. Med denna metod erhålls därför halter av både bikarbonatalkalinitet och ättiksyraekvivalenter i avloppsvattnet, båda vilka används vid simulering. Genom att ställa upp ekvationer för jämviktsförhållanden för syran och bikarbonat kan halterna beräknas iterativt. Se Lahav och Morgan (2004) för detaljerade beräkningar.

2.4 Metoder för att karakterisera kväve och fosfor

Förutom de kväve- och fosforfraktioner som går att mäta direkt i inkommande avloppsvatten (NH_x-N , NO_2-N , NO_3-N , PO_4-P) innehåller avloppsvattnet som nämnts i Sektion 2.2.2 organiskt bundet kväve och fosfor. I litteraturen saknas dock metoder för att analysera dessa liksom COD-fraktionerna (Melcer et al. 2003). I stället görs ofta olika antaganden för hur de fördelas. Osäkerheten vid dessa antaganden kan dock minskas genom att mäta andelen partikulära och lösta fraktioner och anpassa fraktionerna för att passa uppmätta halter. Vanligen används en av tre metoder för att beskriva organiskt bundet kväve och fosfor:

1. Som separata variabler
2. Som en andel av de olika COD-fraktionerna
3. Som en kombination av 1 och 2.

Oavsett vilken metod som används kan de organiskt bundna fraktionerna uppskattas

genom att beskriva dem som andel av de olika COD-fraktionerna. I teorin innebär det att varje massenhet av olika COD-fraktioner (förutom S_{VFA}) innehåller en viss andel kväve [g N/g COD] och fosfor [g P/g COD]. Typiska värden på andel kväve och fosfor i de olika fraktionerna visas i Tabell 2.3. Notera att andelen N och P i biomassa ofta beräknas stökiometriskt från typisk sammansättning av biomassa, och inte är något som bör justeras vid modellkalibrering. En metod för att beräkna fraktionerna är att kalibrera en modell där fraktionerna justeras tills korrekt kväve- och fosforhalt uppnås i bioslammet.

Parameter	Enhet	Typvärde (intervall)	Referens
$i_{N,SU}$	g N/g COD	0,01 (0,01–0,02)	Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{N,SF}$	g N/g COD	0,01; 0,03 (0,02–0,04)	Sumo1*; Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{N,CU}$	g N/g COD	0,01	Sumo1*
$i_{N,XU}$	g N/g COD	0,01	Sumo1*
$i_{N,XCU}$	g N/g COD	0,03 (0,01–0,06)	Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{N,CB}$	g N/g COD	0,01	Sumo1*
$i_{N,XB}$	g N/g COD	0,031	Sumo1*
$i_{N,XCB}$	g N/g COD	0,03 (0,02–0,06)	Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{N,XOHO}$	g N/g COD	0,07	Sumo1*
$i_{P,SU}$	g P/g COD	0,002; 0,0 (0,002–0,008)	Sumo1*; Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{P,SF}$	g P/g COD	0,01; 0,01 (0,01–0,015)	Sumo1*; Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{P,CU}$	g P/g COD	0,002	Sumo1*
$i_{P,XU}$	g P/g COD	0,001	Sumo1*
$i_{P,XCU}$	g P/g COD	0,01 (0,005–0,01)	Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{P,CB}$	g P/g COD	0,002	Sumo1*
$i_{P,XB}$	g P/g COD	0,0028	Sumo1*
$i_{P,XCB}$	g P/g COD	0,01 (0,01–0,015)	Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
$i_{P,XOHO}$	g P/g COD	0,02	Sumo1*

Tabell 2.3

Typiskt kväve- och fosforinnehåll associerat med olika COD-fraktioner.

* Standardvärde i modellen Sumo1, i programvaran Sumo22.1 (Dynamita SARL, Frankrike).

2.5 Metoder för att karakterisera suspenderat material

2.5.1 Organisk och inorganisk fraktion

Vid användning av processmodeller karakteriseras oftast TSS i inkommande avloppsvatten genom att analysera VSS/TSS-kvoten för att hitta andelen oorganiskt material. Vid laboratorieanalys är det då viktigt att kompensera för förlust av filtermassa vid torkning och glödning, då viss del av filtrets massa förbränns vid dessa analyser. Om detta inte tas hänsyn till vid beräkning av halten TSS och VSS blir andelen VSS i inkommande avloppsvatten annars ofta blir omkring eller över 100 % av TSS. När andelen VSS är känd används omvandlingsfaktorer för olika COD-fraktioner för att beräkna en teoretisk VSS, när COD-fraktionerna är kända kan sedan omvandlingsfaktorerna justeras för att nå korrekt VSS-halt i modellen. Vad omvandlingskvoterna faktiskt är beror bland annat på vilken sammansättning det partikulära organiska materialet har och hur fördelningen över lipider, proteiner och kolhydrater ser ut. I Tabell 2.4 redovisas typvärden och intervall för dels X_U , X_B och X_{OHO} , dels lipider, proteiner och kolhydrater. Typvärdena härstammar från simuleringsprogramvaran Sumo (som författarna har erfarenhet av), medan intervallen baseras på en reviewartikel av Ahnert et al. (2021). Dynamita (u.å.) rekommenderar att värdet på $i_{COD,VSS,XB}$ justeras för att nå korrekt VSS i inkommande avloppsvattnet medan övriga hålls konstanta. En kontroll bör även göras

vid modellkalibrering, eftersom justering av framför allt $i_{\text{COD,VSS,XU}}$ har stor påverkan på COD/VSS-kvoten i bioslammet.

Parameter	Enhet	Typvärde (intervall)	Referens
$i_{\text{COD,VSS,XU}}$	g COD/g VSS	1,3 (1,3–2,0)	Sumo1*; Ahnert et al. (2021)
$i_{\text{COD,VSS,XB}}$	g COD/g VSS	1,8 (1,6–1,8)	Sumo1*; Ahnert et al. (2021)
$i_{\text{COD,VSS,XOHO}}$	g COD/g VSS	1,42	Sumo1*; Ahnert et al. (2021)
$i_{\text{COD,VSS,lipider}}$	g COD/g VSS	2,9	Ahnert et al. (2021)
$i_{\text{COD,VSS,protein}}$	g COD/g VSS	(1,4–1,5)	Ahnert et al. (2021)
$i_{\text{COD,VSS,kolhydrater}}$	g COD/g VSS	(1,07–1,18)	Ahnert et al. (2021)

* Standardvärde i modellen Sumo1, i programvaran Sumo22.1 (Dynamita SARL, Frankrike).

Tabell 2.4

Typiska parametervärden för beräkning av VSS från COD-fraktioner.

2.5.2 Klasser av sedimenteringshastigheter

För mer detaljerad karakterisering av TSS kan denna fraktioneras baserat på sedimenteringshastighet. Chebbo och Gromaire (2009) utvecklade en metod för att dela in suspenderat material i olika klasser baserat på deras sedimenteringsegenskaper. Exempel på applikation av metoden för inkommande avloppsvatten och modellering finns i Bachis et al. (2015) samt i Sverige i Lundin (2014). Metoden kan användas för TSS eller uppdelat på VSS och ISS, och kan därefter användas vid modellering för att uppskatta halter i sedimenterat vatten och slam. Polorigni et al. (2021) använde ett liknande koncept men förlängde det för att prediktera sedimenteringsegenskaperna från respektive partikulär COD-fraktion. Deras resultat visade dels att ISS sedimenterade bättre än VSS och dels att X_U sedimenterade bättre än X_B .

Båda de metoder som presenteras ovan baseras på diskret sedimentering, där partiklar sedimenterar relativt fritt utan påverkan av varandra. De gäller därför främst för inkommande avloppsvatten och kan användas för att prediktera sedimenteringsegenskaper, exempelvis vid olika flöden. Andra metoder måste användas för sedimentering av flockar. Ett försök att använda metoden från Polorigni et al. (2021) gjordes av Westin (2023), kopplat till detta SVU-projekt. Metoden kunde inte användas för att prediktera utgående halter från försedimenteringen vid Öresundsverket, Helsingborg, utan ytterligare kalibrering. Detta berodde möjligen på flockbildning på grund av processen för primärslamshydrolys och fermentering som används i försedimenteringen på reningsverket. Se Westin (2023) för fler detaljer.

2.5.3 Storleksfördelning

Liksom partikulärt COD (se Sektion 2.3.5) kan TSS även fraktioneras baserat på partikelstorlek. Syfte med detta kan vara exempelvis design av filterutrustning. Detta kommer dock inte behandlas i detalj i denna rapport.

2.6 Tillgängliga protokoll för karakterisering

Det finns i dagsläget inget standardiserat tillvägagångssätt för karakterisering, och flera olika metoder som ger snarlika resultat kan användas. Flertalet protokoll har dock publicerats som beskriver hur olika karakteriseringsmetoder kan kombineras för att nå ett fullt karakteriserat dataset redo för processmodellering. Några relevanta sådana beskrivs här. Notera att dessa protokoll ofta utvecklats för en specifik modell och dess tillståndsvariabler, det kan därför krävas modifikation och tillägg av ytterligare analyser (eller antaganden) för att metoden ska passa andra modellstrukturer.

2.6.1 STOWA

Nederländska STOWA publicerade 1996 nationella riktlinjer för karakterisering av avloppsvatten, baserat på tillståndsvariablerna i ASM1 och senare modellversioner. Dessa kompletterades och erfarenheter från användning av dem sammanfattades i en tidsskriftspublikation 2002 (Roeleveld & van Loosdrecht, 2002). Riktlinjerna rekommenderar analys av löst COD (sCOD) genom flockning (med $\text{Zn}(\text{OH})_2$ eller likvärdig flockningskemikalie) och filtrering (med porstorlek 0,45 μm), alternativt direktfiltrering med porstorlek 0,1 μm . Fraktionen S_U antas motsvara 90 % av sCOD i renat avloppsvatten för lågbelastade reningsverk medan högbelastade reningsverk behöver ta hänsyn till BOD_5 i det renade avloppsvattnet. S_B kan sedan beräknas från skillnaden mellan S_U och sCOD i inkommande avloppsvatten. Ytterligare uppdelning i S_{VFA} och S_F kan göras om S_{VFA} analyseras med kromatografi eller titrering. BOD-test över tid utförs för att beräkna BCOD och därmed XC_B . X_{OHO} antas vara noll i dessa riktlinjer, baserat på att de heterotrofa organismer som finns i inkommande avloppsvatten förmodligen har andra egenskaper än de som selekteras för på avloppsreningsverken (och därmed dör av). XC_U kan därmed beräknas utifrån total COD och övriga fraktioner.

$$S_U = 0,9 \cdot \text{COD}_{\text{löst,utg}} \text{ (lågbelastade ARV)} \quad (16)$$

$$S_U = 0,9 \cdot \text{COD}_{\text{löst,utg}} - 1,5 \cdot \text{BOD}_{5,\text{utg}} \text{ (högbelastade ARV)} \quad (17)$$

$$S_B = \text{COD}_{\text{löst,ink}} - S_U \quad (18)$$

$$\text{XC}_B = \text{BCOD} - S_B \quad (19)$$

$$X_{\text{OHO}} = 0 \quad (20)$$

$$(X_{\text{ANO}} = 0,1 - 1,0) \quad (21)$$

$$\text{XC}_U = \text{COD}_{\text{tot,ink}} - S_U - S_B - \text{XC}_B - X_{\text{OHO}} - X_{\text{ANO}} \quad (22)$$

För kvävefraktioner används kväveinnehåll i de olika COD-fraktionerna för att beräkna respektive kvävefraktion. De presenterar även rimliga intervall för respektive halt (se Tabell 2.3). Vid mer noggrann genomgång nämner de att man kan analysera total och filtrerad TKN och $\text{NH}_x\text{-N}$ i inkommande och utgående avloppsvatten för att bestämma uppdelningen på partikulärt bundet och löst organiskt kväve (detta ger dock inte nödvändigtvis de biotillgängliga/inerta delarna). De rekommenderar sedan att de partikulära fraktionerna justeras vid modellkalibrering för att få korrekt kvävehalt i slammet. Samtidigt måste man se till att totalkvävehalten förblir densamma, så om halten i en COD-fraktion justeras måste sannolikt en annan också justeras för att inte ändra totalkvävehalten. Fosforinnehållet i COD-fraktionerna kan justeras på liknande vis.

2.6.2 BIOMATH

BIOMATH-protokollet (Vanrolleghem et al. 2003) är ett omfattande protokoll för kalibrering av processmodeller vid avloppsreningsverk, och innefattar även karakterisering. I detta anses utgående löst COD utgöra fraktionen S_U vid aktivslamanläggningar med slamålder större än tre dygn, alternativt 90 % av totalt COD i utgående vatten. För S_B rekommenderar de att man utför respirometriska test, exempelvis enligt Ekama et al. (1986) eller liknande metoder. De nämner att även XC_B kan beräknas utifrån ett sådant test genom att välja rätt F/M-kvot. XC_U kan mätas genom att analysera återstående COD-halt efter ett långtida BOD-test. Alternativt kan XC_U bestämmas iterativt genom modellbaserad kalibrering (med andra ord, justera andelen XC_U tills simulerad slamhalt och slamproduktion stämmer med uppmätta värden). X_{OHO} antas vara försumbar i inkommande avloppsvatten. S_{VFA} kan bestämmas med gaskromatografi eller titrering, och S_F beräknas från skillnaden mot inkommande S_B . Övriga partikulära COD-fraktioner (X_{ANO} , X_{PAO} , X_{PP} , X_{stor}) kan antas försumbara i inkommande avloppsvatten.

Kvävefraktionerna anges enligt ASM1, d.v.s. enligt Ekvation 23, när $X_{\text{OHO}} = 0$:

$$TKN = XC_{N,U} + XC_{N,B} + S_{N,U} + S_{N,B} + S_{NHx} \quad (23)$$

S_{NHx} anges till uppmätt halt NH_4 -N. Övriga fraktioner beräknas genom antagna samband med kväveinnehållet i de olika COD-fraktionerna. $S_{N,U}$ beräknas genom antagandet att S_U innehåller 1,5 % kväve ($i_{N,SU} = 0,015$). På samma sätt antas $XC_{N,U}$ beräknas från ett kväveinnehåll på 1 % i XC_U ($i_{N,XC_U} = 0,01$). Sedan antas kvoten löst TKN (SKN) till TKN vara lika med kvoten löst COD till total COD (alternativt analyseras direkt från flockat + filtrerat prov). Från dessa kan sedan $S_{N,B}$ och $XC_{N,B}$ beräknas.

$$SKN = \frac{COD_{\text{löst}}}{COD_{\text{tot}}} \cdot TKN = S_{N,U} + S_{N,B} + S_{NHx} \quad (24)$$

$$S_{N,B} = SKN - i_{N,SU} \cdot S_U - S_{NHx} \quad (25)$$

$$XC_{N,B} = TKN - i_{N,XC,U} \cdot XC_U - SKN \quad (26)$$

2.7 Typiska värden på fraktioner i litteraturen

En litteraturstudie genomfördes för att se hur COD-fraktionerna sett ut vid studier i andra länder i världen. De övergripande resultaten presenteras i Tabell 2.5, uppdelat per land. Alla värden visas som medelvärde (μ), standardavvikelse (σ) och antal observationer (n) för varje land. Observera att denna tabell inte är uttömmande, då data kan publiceras i samband med exempelvis modelleringsstudier och inte bara för syftet att karakterisera avloppsvattnet. Det kan därför vara svårt att hitta alla publicerade data på ämnet. I Tabell 2.6 visas även resultat från tidigare svenska studier där inkommande eller försedimenterat avloppsvatten karakteriserats. Slutsatserna från litteraturstudien är att variationerna är stora mellan olika reningsverk, medan underlaget är för litet för att dra slutsatser om skillnader mellan länder. Några generella observationer kan göras om följande COD-fraktioner i inkommande avloppsvatten (andel av total COD):

- S_U varierar vanligen mellan 4–10 %.
- S_B varierar ofta mellan 10–20 %.
- XC_U varierar ofta mellan 10–40 %.
- XC_B varierar ofta mellan 30–50 %.
- X_{OHO} har analyserats i få av dessa studier men varierar då mellan 10–15 %.

			Alla länder			Nederländerna ¹			Italien ²			Belgien ³			Kanada ⁴			Sydafrika ⁵			Schweiz ⁶			Ungern ⁷			Danmark ⁸			USA ⁹			
Parameter	Fraktion	Enhet	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	μ	σ	n	
Totalkoncentration		mg COD/L	495,1	155,4	33	537,3	143,6	26	264,0	0,0	1,0	470,0	0,0	1,0	390,0	45,0	2,0												294,5	14,5	2,0		
Löst inert COD	S _U	%	6,9	3,2	40	6,2	2,1	26	4,3	0,0	1,0	8,0	0,0	1,0	10,0	0,0	1,0	5,0	0,0	1,0	13,3	4,0	4,0	9,0	0,0	1,0	2,0	0,0	1,0	6,4	2,0	3,0	
Lättillgängligt COD (S _F + S _{VFA})	S _B	%	23,2	10,5	39	26,2	10,3	26	10,1	0,6	2,0	25,0	0,0	1,0	11,0	0,0	1,0	20,0	0,0	1,0	14,5	10,2	4,0	29,0	0,0	1,0	20,0	0,0	1,0	19,5	0,5	2,0	
Lättillgängligt fermenterbart COD	S _F	%																															
Flyktiga fettsyror (VFA)-COD	S _{VFA}	%	1,4	0,0	1																								1,4	0,0	1,0		
Partikulärt + kolloidalt inert COD (X _U + C _U)	XC _U	%	32,1	12,6	38	36,4	9,7	26	42,6	5,9	2,0	32,0	0,0	1,0	30,0	0,0	1,0	13,0	0,0	1,0	9,5	1,1	4,0	20,0	0,0	1,0	18,0	0,0	1,0	36,0	0,0	1,0	
Partikulärt + kolloidalt biotillgängligt COD (X _B + C _B)	XC _B	%	35,4	13,9	38	30,1	12,5	26	43,0	5,4	2,0	35,0	0,0	1,0	49,0	0,0	1,0	62,0	0,0	1,0	53,3	5,4	4,0	43,0	0,0	1,0	40,0	0,0	1,0	35,0	0,0	1,0	
Kolloidalt inert COD	C _U	%																															
Kolloidalt biotillgängligt COD	C _B	%	17,2	4,7	4										19,1	0,0	1,0																
Partikulärt inert COD	X _U	%	22,0	0,0	1										22,0	0,0	1,0																
Partikulärt biotillgängligt COD	X _B	%	39,9	2,3	2										37,5	0,0	1,0												42,2	0,0	1,0		
Heterotrof biomassa	X _{OH0}	%	14,3	4,7	4															12,3	3,8	3,0											

¹ Bachis et al. (2015); Roeleveld & van Loosdrecht (2002); Choi et al. (2005)

² Borzooei et al. (2021)

³ Bachis et al. (2015)

⁴ Bachis et al. (2015); Alizadeh (2023)

⁵ Henze (1992); Ekama et al. (1986)

⁶ Henze (1992)

⁷ Henze (1992)

⁸ Henze (1992)

⁹ Yang et al. (2019); Melcer et al. (2003)

Tabell 2.5

Statistik (medelvärde, μ, standardavvikelse, σ, och antal observationer, n) över uppmätta COD-fraktioner i inkommande avloppsvatten från internationella studier.

		ARV ->	Klagshamn ¹	Källby ²	Lidköping ³	Skövde ⁴	Linköping ⁵	Sjölunda ⁶	Ryaverket ⁷
Parameter	Fraktion	Enhet Typ ->	Inkommande	Inkommande	Inkommande	Inkommande	Inkommande	Försedimenterat	Inkommande
Löst inert COD	S _U	%	5,5	9	3,6	3	3,3	10	8
Lättillgängligt COD (S _F + S _{VFA})	S _B	%	11	13	13,9	24,1	15,7	24	7
Lättillgängligt fermenterbart COD	S _F	%	5,5	12	10,5			15	5
Flyktiga fettsyror (VFA)-COD	S _{VFA}	%	5,5	1	3,4			9	2
Partikulärt + kolloidalt inert COD (X _U + C _U)	XC _U	%	42,5	22	27,7	35	20	22	
Partikulärt + kolloidalt biotillgängligt COD (X _B + C _B)	XC _B	%	40,9	44	47,6	37,9	57,4	33	
Kolloidalt inert COD	C _U	%			2,6				
Kolloidalt biotillgängligt COD	C _B	%			7,9				
Partikulärt inert COD	X _U	%			25,1				31
Partikulärt biotillgängligt COD	X _B	%			39,7				45
Heterotrof biomassa	X _{OH0}	%		12	5*		3,6*	11	9

¹ Wärff (2016)

² Tebini (2020)

³ Högstrand et al. (2024)

⁴ Wärff & Arnell (2019)

⁵ Wärff (2020)

⁶ Nobel (2015)

⁷ Rehnberg (2021), summan av fraktionerna är högre än 100 %.

* Uppskattat, ej uppmätt

Tabell 2.6

Resultat från tidigare svenska studier där inkommande eller försedimenterat avloppsvatten karakteriserats.

3 Specifik belastning av ämnen i avloppsvatten till kommunala avloppsreningsverk

Såsom tidigare beskrivits så ger en karakterisering av avloppsvattnet information om vilka fraktioner och koncentrationer av COD, kväve och fosfor som avloppsvattnet innehåller. Om även flödet mäts under provtagningen så kan koncentrationerna omvandlas till massflöden. I praktiken benämns massflödet vanligtvis som inkommande belastning och utgör den föroreningsmängd som reningsverket behöver hantera och rena. En andel av inkommande belastning kommer från andra källor än hushåll, såsom industrier och inläckande dagvatten. Belastningen från sådana källor kan översättas till motsvarande befolkningsbelastning genom olika schablonvärden för s.k. person-ekvivalenter (pe). Dessa schabloner anger en genomsnittlig belastning av BOD₇, kväve och fosfor per person och dag.

Det är viktigt att följa förändringar och trender i inkommande belastning, framför allt för att veta hur stor marginal det finns i tillståndsgiven belastning i förhållande till nuvarande belastning. Ofta finns befolkningsprognoser som kan användas för att planera för när i tiden reningsverket behöver byggas ut. Befolkningsprognosen kan översättas till en belastningsprognos om man vet vilken föroreningsmängd som en genomsnittlig person bidrar med, den s.k. specifika belastningen. Den specifika belastningen kan beräknas för ett givet VA-område genom att normalisera inkommande belastning med antalet personer inom VA-området (efter justering för eventuell industribelastning). Denna beräkning görs normalt sett inför en utbyggnation av ett nytt reningsverk för att kontrollera hur mycket den uppmätta belastningen skiljer sig från en belastning beräknad utifrån schablonvärdena. I praktiken finns det indikationer på att den beräknade specifika belastningen kan skilja sig rejält från schablonvärdena. Av den anledningen så analyserar detta avsnitt hur specifika belastningar på svenska reningsverk har varierat över tid, som en del i att karakterisera den normala inkommande belastningen på svenska reningsverk.

3.1 Metod

Data från Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP) analyserades för perioden 2007–2020 för parametrarna i Tabell 3.1. Dessa data kommer ursprungligen från reningsverkens miljörapportering av emissioner till vatten och används för att kontrollera reningsverkens tillståndsefterlevnad. På grund av detta så finns det krav på flödesproportionella provtagningar och validerade flödesmätningar. Kravet på antalet prover per månad ökar även utifrån reningsverkets storlek. I denna analys har vi därför enbart nyttjat data från reningsverk större än 10 000 pe som behöver ta minst två dygnsprover per månad på inkommande vatten utifrån Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2022:6).

Ett mindre antal reningsverk hade oväntat höga specifika belastningar (större än 200 g BOD₇/p,d). Sådana avvikande värden kan ha många orsaker, till exempel att den angivna befolkningsmängden underskattats (det kan vistas många fler personer än de mantalsskrivna i en ort med säsongsturism). Det kan även bero på en hög industribelastning som inte avräknats korrekt. På grund av detta exkluderades extremvärden och enbart 10:e till 90:e percentilen av återstående data analyserades. Med percentil avses det värde som ges för en viss procentuell andel av datasetet när det sorterats i stigande ordning. Extremvärden hamnar då vid de låga och höga percentilerna, medan medianvärdet är den 50:e percentilen.

Initialt genomfördes även ett försök att kvalitetssäkra data utifrån hur väl respektive reningsverk uppfyllde massbalansen av totalfosfor. I teorin så bör summan av inkommande fosfor stämma med mängden utgående fosfor i slam- och vattenfas. Denna metod gav tyvärr inte bra resultat på de studerade data eftersom den inte kunde förklara avvikande värden. Knappt hälften av mätvärdena hade en massbalans av fosfor som gick ihop $\pm 20\%$. I praktiken så räcker det med några avvikande slamprover för att massbalansen inte ska gå ihop. En kvalitetssäkring av data utifrån en fosforslambalans skulle därmed exkludera data från reningsverk som enbart har varierande eller för få slamprover, trots att de kanske har korrekta mätvärden på inkommande vatten. Av dessa anledningar så användes alla data, oavsett om de uppfyllde sin massbalans för totalfosfor.

Parameter	Beskrivning
BOD ₇	Biokemisk syreförbrukning, 7 dygn. Enhet kg/år
COD-Cr	Kemisk syreförbrukning. Om värdet fastställts genom mätning av TOC och omräknats, ange detta i kommentarsfältet, med tillhörande omräkningsfaktor. Redovisa även TOC. Enhet kg/år
N-tot	Observera att enheten N-tot avser mängd uttryckt som ren kväve. Enhet kg/år
P-tot	Observera att enheten P-tot avser mängd uttryckt som ren fosfor. Enhet kg/år
QV	Inkommande avloppsvattenflöde (volym per år) i 1 000 m ³ /år
Ansl pers	Aktuell anslutning, antal personer
Ansl pe-ind	Anslutning från industri, personekvivalenter m BOD ₇ . Anges som totalmängd men är egentligen en uppskattad delmängd av parametern Ansl pe-tot
SlamT-arv	Producerad mängd slam på anläggningen under året. Anges i torrsubstans och ton för totala mängden.

Tabell 3.1

Parametrar som exporterats från den Svenska miljörapporteringsportalen (SMP) för reningsverk > 10 000 pe med krav på rapportering av inkommande belastning med minst 24 flödesproportionella prover per år. Parametrar och beskrivning från SMP som därmed avviker något från rapportens övriga nomenklatur.

De data som redovisas i SMP rapporteras som årsvärden, även om det är flödesproportionella dygnsprover som ligger till grund för de rapporterade värdena. Detta gör att säsongsvariationer och veckovariationer inte kan analyseras från dessa aggregerade data. Den specifika belastningen som beräknas här bör alltså tolkas som ett genomsnittligt årsmedelvärde som baseras just på årsmedelvärden av befolkning, flöde och koncentration av avloppsvattnet. Av samma anledning går det heller inte att analysera hur förhållandet (kvoten) mellan olika ämnen såsom mängden COD per mängd kväve varierar under året. Förhållandet mellan olika ämnen analyseras i stället för ett mindre antal reningsverk i Kapitel 7 där de underliggande provtagningarna analyseras.

3.2 Resultat

De schablonvärden som används i svenska myndighetstexter för personekvivalenter ligger i det övre spannet av det globala intervallet som anges för personspecifik belastning (Tabell 3.2). Detta stämmer även med de analyserade data från SMP som generellt har högre värden än de globala värden (Tabell 3.2). Framför allt så är intervallet för personspecifik kvävebelastning betydligt högre än det som indikeras globalt. Det är värt att notera att de analyserade data avser spridningen mellan olika år (2007–2020) samt mellan de 82 olika reningsverken. Den årsvisa variationen i specifik belastning för ett enskilt reningsverk är därför troligtvis mindre än det intervall som indikeras i Tabell 3.2.

Det finns inga tydliga trender i de specifika belastningarna i Figur 3.1–Figur 3.4, bortsett från en indikation på minskande specifik belastning av totalfosfor på senare

år jämfört med perioden 2007–2011. Denna skenbara minskning kan dock bero på ett selektivt urval av data för åren 2007–2008 som baserades på data från drygt hälften så många reningsverk som övriga år. Orsaken till databortfallet var att flera reningsverk inte lämnat kompletta data under dessa tidiga år.

Sammanfattningsvis så visar data från SMP och reningsverkens miljörapporter att de schablonvärden som används av myndigheter ryms inom normalspannet av beräknade specifika belastningar. Variationen i specifik belastning är dock stor och bör därför inte ersättas med schablonvärden vid exempelvis dimensionering av reningsverk. Variationen i de svenska specifika belastningarna är generellt sett högre än vad som anges som normalt i ett internationellt perspektiv. Notera dock att globalt så används ofta syreförbrukningen under fem dygn (BOD_5), vilket av naturliga skäl ger ett lägre värde än de svenska mätningarna under sju dygn (BOD_7).

Tabell 3.2.

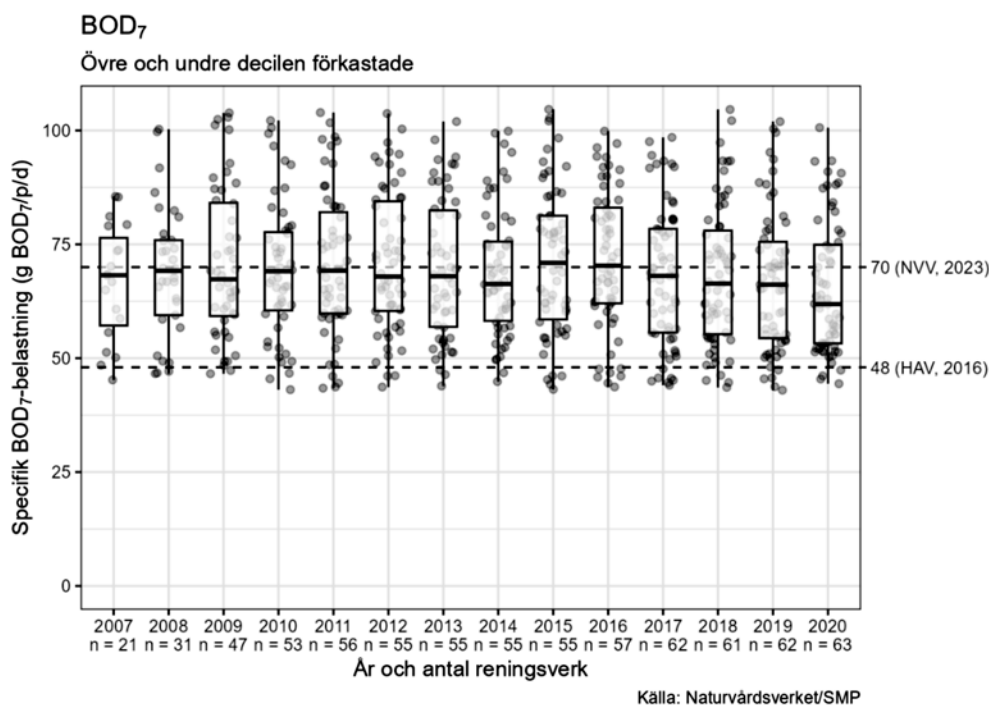
Jämförelse mellan vedertagna schablonvärden på specifika belastningar som nyttjas av svenska myndigheter samt beräknade specifika belastningar utifrån rapporterade emissionsdata från 82 svenska reningsverk 2007–2020. Samtliga värden anges med enheten $g\ p^{-1}\ d^{-1}$.

	Schablonvärden för personekvivalenter		Specifik belastning	
	Sverige	Globalt	Globalt (Henze et al. 2002)	Sverige*
BOD_7	70** 48***	60 (BOD_5) (Henze et al. 2002)	15–80 (BOD_5)	43–105
TN	14***	-	2–15	11–29
TP	2***	-	1–3	1,3–2,9

* Avser 10:e till 90:e percentilen av data i SMP från reningsverk > 10 000 pe under perioden 2007–2020

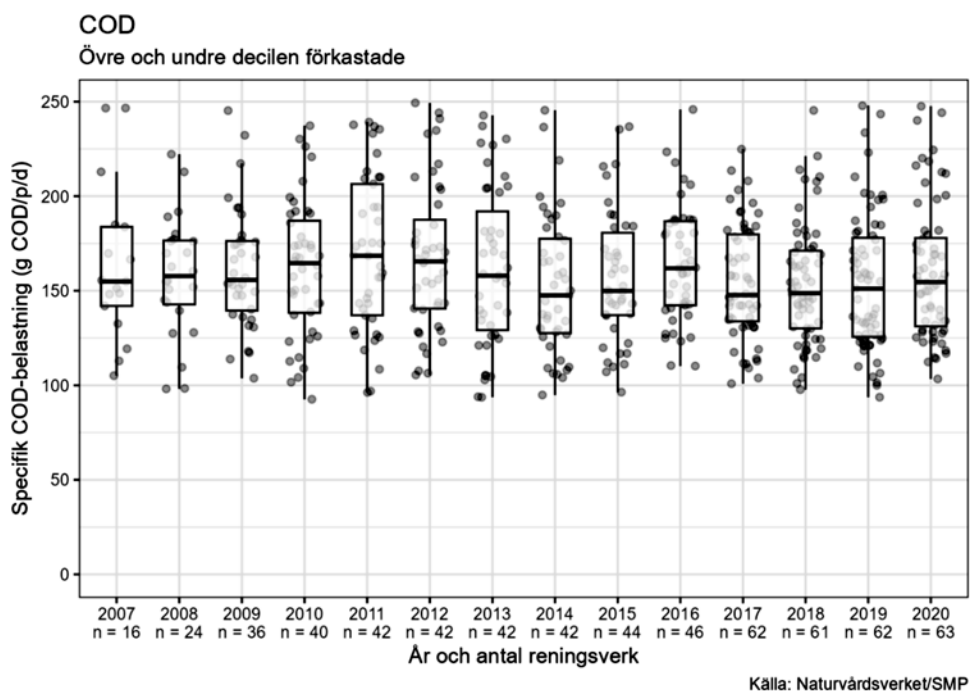
** Naturvårdsverket (2023)

*** Havs och Vattenmyndigheten (2016)



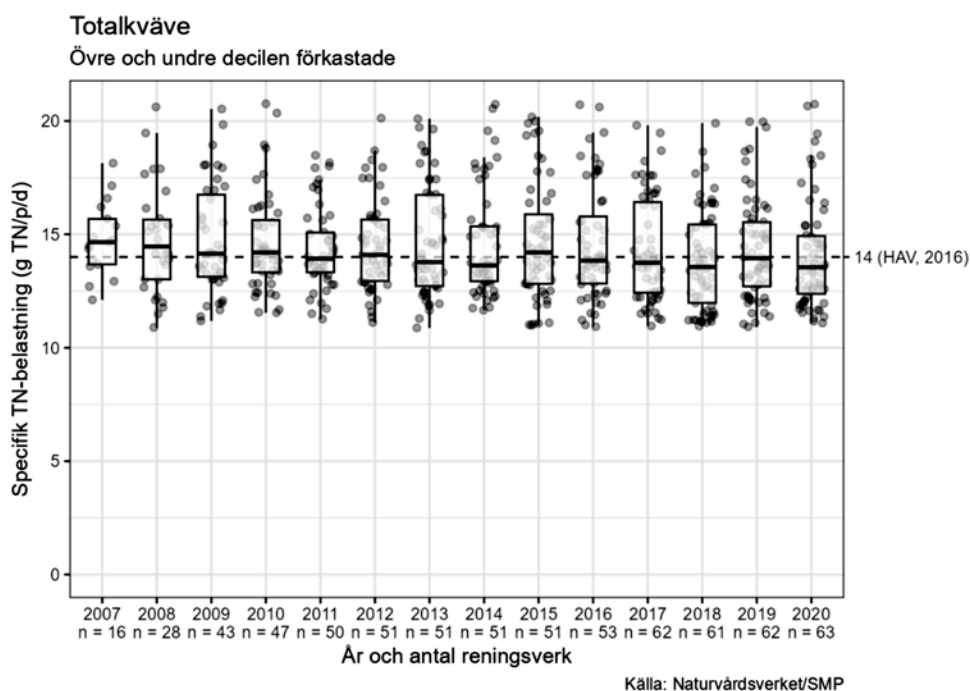
Figur 3.1

Specifik belastning av BOD_7 för reningsverk större än 10 000 pe. Urval av 10:e till 90:e percentilen av data från Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP). Data (grå punkter) och medianvärden (svarta streck). Vedertagna schablonvärden i Sverige anges på höger vertikalaxel.



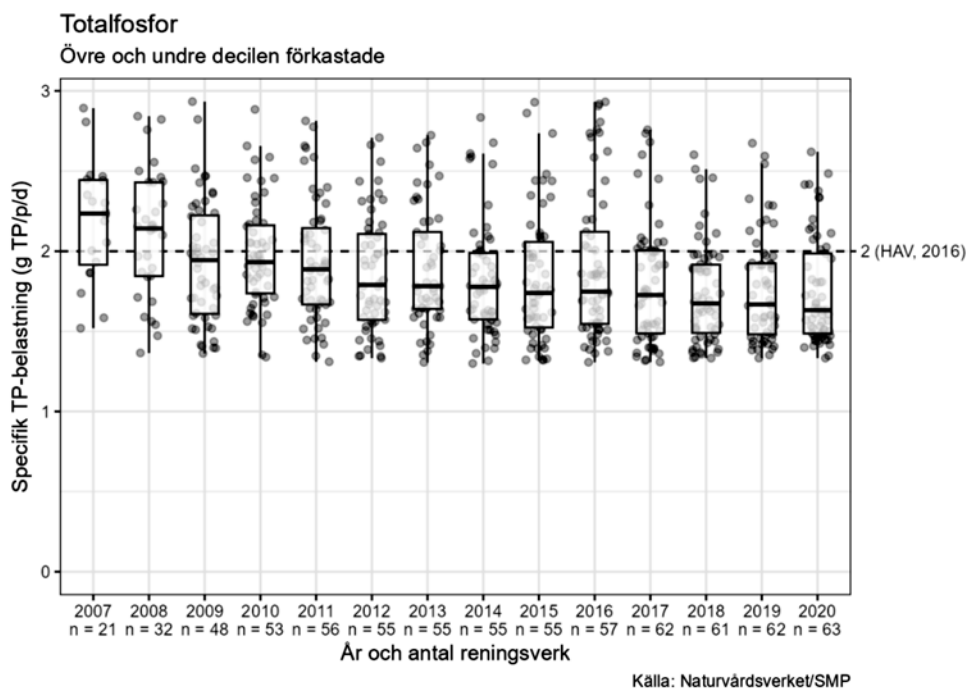
Figur 3.2

Specifik belastning av COD för reningsverk större än 10 000 pe. Urval av 10:e till 90:e percentilen av data från Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP). Data (grå punkter) och medianvärden (svarta streck).



Figur 3.3

Specifik belastning av totalkväve för reningsverk större än 10 000 pe. Urval av 10:e till 90:e percentilen av data från Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP). Data (grå punkter) och medianvärden (svarta streck). Vedertaget schablonvärde i Sverige anges på höger vertikalaxel.



Figur 3.4

Specifik belastning av totalfosfor för reningsverk större än 10 000 pe. Urval av 10:e till 90:e percentilen av data från Svenska Miljörapporteringsportalen (SMP). Data (grå punkter) och medianvärden (svarta streck). Vedertaget schablonvärde i Sverige anges på höger vertikalaxel.

4 Jämförelse av metoder för karakterisering

I början av projektet utfördes flera olika lovande metoder för karakterisering parallellt med inkommande och utgående avloppsvatten från Öresundsverket (Helsingborg) och Källby ARV (Lund). Syftet var att undersöka om:

1. Metoderna var likvärdiga.
2. Vilka som lämpar sig för praktisk rekommendation.

För följande fraktioner utfördes/jämfördes metoderna nedan:

- **Inert löst COD, S_u**
 - Flockning ($ZnSO_4$) + filtrering med porstorlek 0,45 μm
 - Flockning (PACl) + filtrering med porstorlek 0,45 μm
 - Direkt filtrering med porstorlek 0,1 μm
- **Lättillgängligt löst COD, S_b**
 - Respiometri enligt Wentzel et al. (1995)
 - Flockning ($ZnSO_4$) + filtrering med porstorlek 0,45 μm
 - Flockning (PACl) + filtrering med porstorlek 0,45 μm
 - Direkt filtrering med porstorlek 0,45 μm
- **Biotillgängligt och inert kolloidalt och partikulärt COD, XC_B och XC_U**
 - BOD-test enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)
 - Långtidsluftning enligt Orhon et al. (1994)
- **Biotillgängligt och inert kolloidalt COD, C_B och C_U**
 - Modifierad variant på BOD-test enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002).
- **Flyktiga fettsyror (VFA)**
 - 5-punktstitrering enligt Lahav och Morgan (2004)
 - Försök mot standard med känd halt VFA
 - Försök med vakuumfiltrerat prov
 - Försök med ofiltrerat prov
- **Heterotrof biomassa, X_{OHO}**
 - Respiometri enligt Wentzel et al. (1995)

För att underlätta BOD-testen utfördes dessa med mätinstrumenten OxiTop. Dessa mäter tryckförändring som sker när koldioxid som bildats vid respiration adsorberas till NaOH-pellets och beräknar förbrukad syremängd. Fördelen med detta är att provet inte behöver spädas och att mätflaskan kan logga flera mätvärden (alltså exempelvis BOD_{1-7}) i samma flaska, vilket med konventionella metoder kräver minst sju flaskor. I slutfasen av projektet noterades en avvikelse mellan resultaten från BOD-analys med OxiTop och med konventionell metod. Ytterligare jämförelser mellan dessa två mätmetoder utfördes därför på Käppalaverket (Lidingö).

4.1 Metodbeskrivning

Metoderna som utfördes beskrivs kortfattat nedan, ofta med hänvisning till Kapitel 5 för en mer detaljerad beskrivning. Avvikelser från beskrivningar i Kapitel 5 noteras också nedan. En generell avvikelse mellan dessa första försök och senare försök ute på reningsverken är att filter inte sköljdes med destillerat vatten innan filtrering av prov. I stället köptes filter som enligt leverantören ska släppa minimalt med COD till proven. Under de inledande försöken noterades inga avvikande höga halter som tydde på

genomsläpp från filtren, men senare batcher av filter (av samma material) som användes på reningsverken tydde på släpp av COD. Det rekommenderas därför starkt att oavsett filtermaterial tvätta filtren innan användning. För resultaten från de inledande försöken medför det en möjlig överskattning av filtrerade COD-värden.

4.1.1 Flockning + filtrering med porstorlek 0,45 µm

Metoden utfördes med tillsats av $\text{ZnSO}_4 \cdot (7\text{H}_2\text{O})$ enligt beskrivning i Bilaga A för både inkommande och utgående avloppsvatten. För varianten med tillsats av polyaluminiumklorid (PACl) tillsattes i stället PACl för att nå en halt av 0,079 g Al/l i provet, och pH-justering utfördes ej. I övrigt utfördes metoderna på samma sätt.

4.1.2 Direktfiltrering med porstorlek 0,1 µm

Vid direktfiltrering togs prov upp med spruta (som tvättats med destillerat vatten innan användning) och filtrerades med sprutfilter med porstorlek 0,1 µm.

4.1.3 Respirometri enligt Wentzel et al. (1995)

Försöken utfördes enligt Bilaga A och resultaten (X_{OHO} och S_{b}) beräknades enligt Sektion 2.3.1.

4.1.4 BOD-test enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)

BOD-test utfördes med OxiTop enligt Sektion 2.3.3 för ofiltrerat och filtrerat prov. Ofiltrerat prov användes för att beräkna X_{C_b} och X_{C_u} , medan filtrerade prover användes för att beräkna C_b och C_u .

4.1.5 Långtidsluftning enligt Orhon et al. (1994)

Långtidsluftning utfördes enligt Orhon et al. (1994), metod #2, med två parallella reaktorer (en ofiltrerad och en flockad + filtrerad). Följande steg följdes:

1. 1 000 ml inkommande avloppsvatten vakuumfiltrerades genom glasfiberfilter (1,2 µm porstorlek).
2. En E-kolv fylldes med det filtrerade vattnet och en annan med 1000 ml ofiltrerat inkommande avloppsvatten.
3. Fosfatbuffert tillsattes till halt 15 mM till varje E-kolv, pH justerades till 7,5.
4. Allyltiourea (ATU) tillsattes till 20 mg/l slutlig halt med syftet att förhindra nitrifikation.
5. Aktivt slam tillsattes till en halt av 40 mg VSS/l i varje E-kolv.
6. Omrörning och luftning startades i varje E-kolv.
7. Ofiltrerad COD och TOC analyserades i varje reaktor (ej duplikat).
8. En liten mängd vatten filtrerades genom 0,45-filter och analyserades för COD och TOC (ej duplikat).
9. Reaktorerna läts gå i 14 d, COD och filtrerad COD analyserades varannan dag. TOC (total och filtrerad) analyserades efter en vecka och vid sista analystillfället.

X_{C_b} och X_{C_u} beräknades sedan enligt beskrivning i Sektion 2.3.4. Notera att steg 5, tillsats av ATU, *inte* är nödvändigt vid denna metod eftersom syrehalten inte kommer att mätas för att bestämma COD-fraktionerna, den inkluderades här i metoden av misstag. Tillsatt ATU bidrar till en ökning av uppmätt COD-halt vid analys, COD-halten i ATU fick därför analyseras och uppskattad tillsatt mängd ATU subtraheras från uppmätta värden för att få de korrekta COD-värdena (teoretiskt COD-innehåll i ATU kan också beräknas genom balansering av den kemiska formeln för mineralisering av ämnet, där massan O_2 per massa ATU utgör COD-innehåll). Det fick då också antas att denna inte bryts ned biologiskt under försökstiden, vilket antogs rimligt eftersom den används i exempelvis BOD-test för att hämma nitrifikation.

4.1.6 Fempunktstitrering

Fempunktstitrering utfördes enligt Bilaga A för ofiltrerat och vakuumfiltrerat (porstorlek 1,2 µm) avloppsvatten. Utöver dessa verkliga avloppsvattenprov förbereddes referensprov med tillsats av ättiksyra, propionsyra, bikarbonat, ammonium och fosfat i proportioner enligt Tabell 4.1. Titrering utfördes sedan på samma sätt för dessa olika prover, med syftet att validera metoden för de låga halter av VFA som vanligen förekommer i inkommande avloppsvatten i Sverige. Test gjordes även med vakuumfiltrerat och ofiltrerat avloppsvatten. Beräkning av VFA-halt i ättiksyraekvivalenter utfördes genom ett skript i Matlab enligt metoden som beskrivs i Sektion 2.3.6.

Test #	mg Ac _{cod} /l	mg Pr _{cod} /l	mg HCO ₃ /l	mg NH ₄ -N/l	mg PO ₄ -P/l
1	10	0	350	-	-
2	20	0	350	-	-
3	0	10	350	-	-
4	0	20	350	-	-
5	10	10	350	-	-
6	20	0	350	40	2,5
7	0	20	350	40	2,5

Tabell 4.1

Halter i syntetiskt avloppsvatten som användes för att validera titreringsmetoden.

4.1.7 Konventionell BOD-analys och med OxiTop

För att jämföra resultaten från BOD-analys med konventionell metod (spädningsmetoden) och med OxiTop gjordes analys på inkommande avloppsvatten (dygnsprov) vid Käppalaverket vid fem torrvädersdygn. OxiTop-analys gjordes i triplikat enligt tidigare beskrivning (BOD₁-BOD₇). Spädningsmetoden utfördes enligt standard (SS-EN ISO 5815-1:2019), också den i triplikat, för att få fem punkter på BOD-kurvan (BOD₁, BOD₂, BOD₅, BOD₇ och BOD₉). Båda analyserna gjordes på ofiltrerat och filtrerat prov enligt tidigare beskrivning. Tre datapunkter kasserades då de ej uppfyllde standarden, resterande användes.

Eftersom målet med BOD-analyserna är att beräkna total mängd biologiskt tillgängligt COD (BCOD) beräknades detta enligt Sektion 2.3.3 för varje dag och metod. En statistisk analys (Shapiro-Wilk normalitetstest följt av parvis t-test, signifikansnivå 0,05) utfördes sedan med nollhypotesen att det inte är någon signifikant skillnad på BOD från respektive metod.

För att kompensera för avvikelser mellan BOD bestämd med OxiTop och spädningsmetoden, baserat på data som finns tillgängligt vid varje medverkande reningsverk, testades en korrigeringsfaktor baserat på skillnaden i BOD₇/TCOD-kvot med de olika metoderna (Ekvation 27). Då den beräknade korrigeringsfaktorn blev lika för ofiltrerade (0,75) och filtrerade prover (0,73) användes faktorn som beräknats från ofiltrerade prover för att korrigera dataseten för båda fraktionerna. På så vis kan metoden användas för att korrigera data från övriga reningsverk, där inte filtrerad BOD₇ analyseras med konventionell metod.

$$BCOD_{korrr} = BCOD_{OxiTop} \cdot \frac{f_{\frac{BOD_7}{TCOD}}^{konv,medel}}{f_{\frac{BOD_7}{TCOD}}^{OxiTop,medel}} \quad (27)$$

4.2 Resultat och diskussion

Figur 4.1 visar jämförelse mellan olika metoder för att bestämma löst COD samt den lättillgängliga lösta fraktionen, S_B. En klar skillnad på omkring 10 mg/L kan ses mellan flockad + filtrerad (0,45 µm) COD och direktfiltrerad (0,1 µm) COD i inkommande

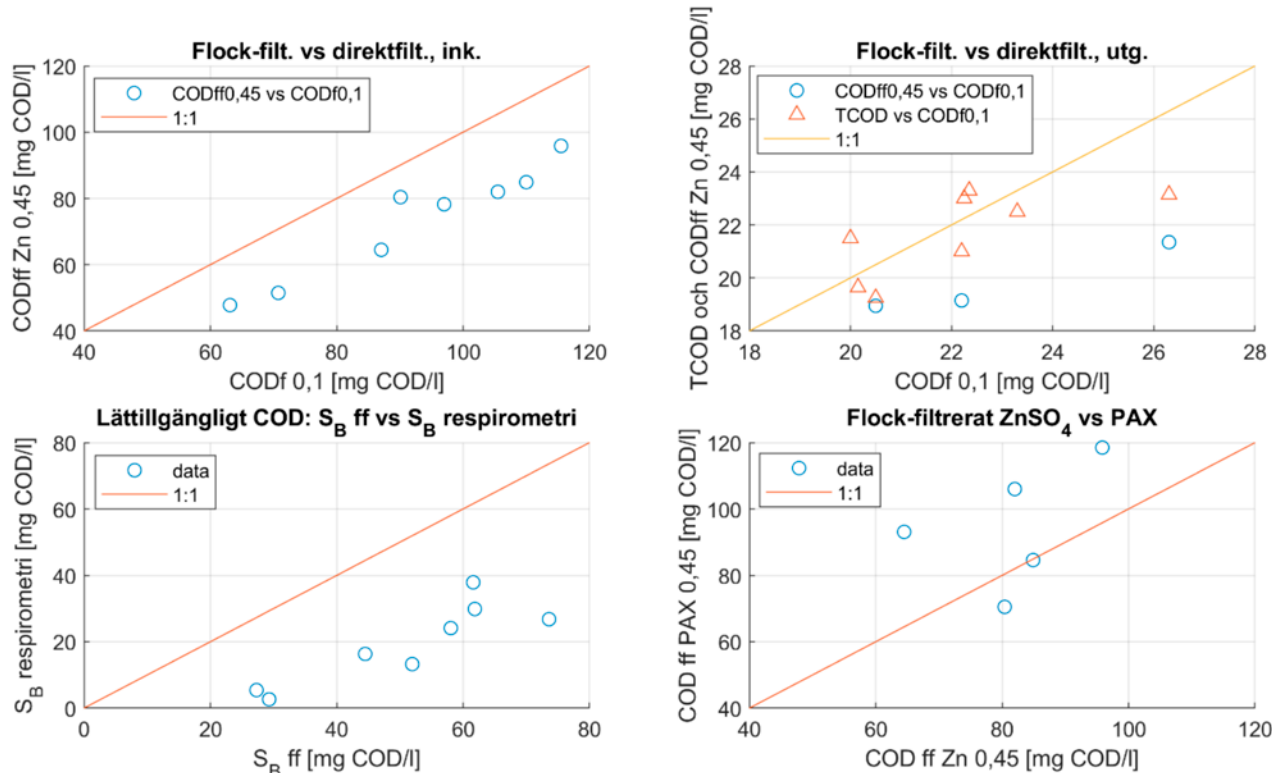
avloppsvatten, med högre värden vid direktfiltrerad analys. För utgående avloppsvatten däremot är skillnaden endast några få mg/l, och är i princip likvärdigt med ofiltrerad COD. Skillnaden skulle kunna bero på COD-släpp från filtret, då filtren inte sköljdes i dessa tidiga test. Efter kontakt med leverantör köptes i stället filter in som inte skulle släppa COD, en senare batch gjorde dock det. Den minimala skillnaden för utgående COD tyder dock inte på särskilt stort COD-släpp. Även senare försök av VA SYD, med tvättade filter, visade på skillnader mellan metoderna. Orsaken är därmed inte klarlagt, men skulle kunna bero på att flockningsreaktionen även faller ut vissa små partiklar som normalt anses vara lösta.

En klar skillnad observerades också mellan S_B beräknat från respirometri (metoden av Wentzel et al. 1995) och flockning + filtrering ($0,45 \mu\text{m}$) med zinksulfat (Figur 4.1). Detta kan bero på att viss andel av de lösta COD-fraktionerna är mer komplexa och kräver hydrolys innan de konsumeras. Vid några reningsverk som medverkat i projektet var S_B mycket lågt, vilket innebar att respirometrimetoden inte fungerade. I stället tillsattes en känd mängd etanol eller ättiksyra, och halten som senare beräknades via respirometri stämde då relativt väl med vad som tillsats. Metoden från Wentzel et al. är dock inte lika välanvänd för beräkning av S_B i vetenskapliga publikationer som andra respirometrimetoder (t.ex. Ekama et al. 1986). Ytterligare jämförelser med sådana metoder skulle krävas för att kunna dra tydligare slutsatser, men resultaten indikerar att S_B överskattas något även vid flockning + filtrering. Den praktiska tillämpbarheten gör den dock till ett attraktivt val.

På grund av problem med att få flockningsreaktionen att fungera kunde inga slutsatser dras från jämförelsen mellan flockning med PACl (PAX) och zinksulfat. Vid tidigare projekt har även PACl fungerat bra att flokka och filtrera med, orsaken till diskrepansen här är oklar. Generellt bör dock flockning med kloridbaserade fällningskemikalier undvikas, eftersom klorid kan störa COD-analysen. Aluminiumsulfat är ett annat alternativ som inte kräver pH-justering efter tillsats.

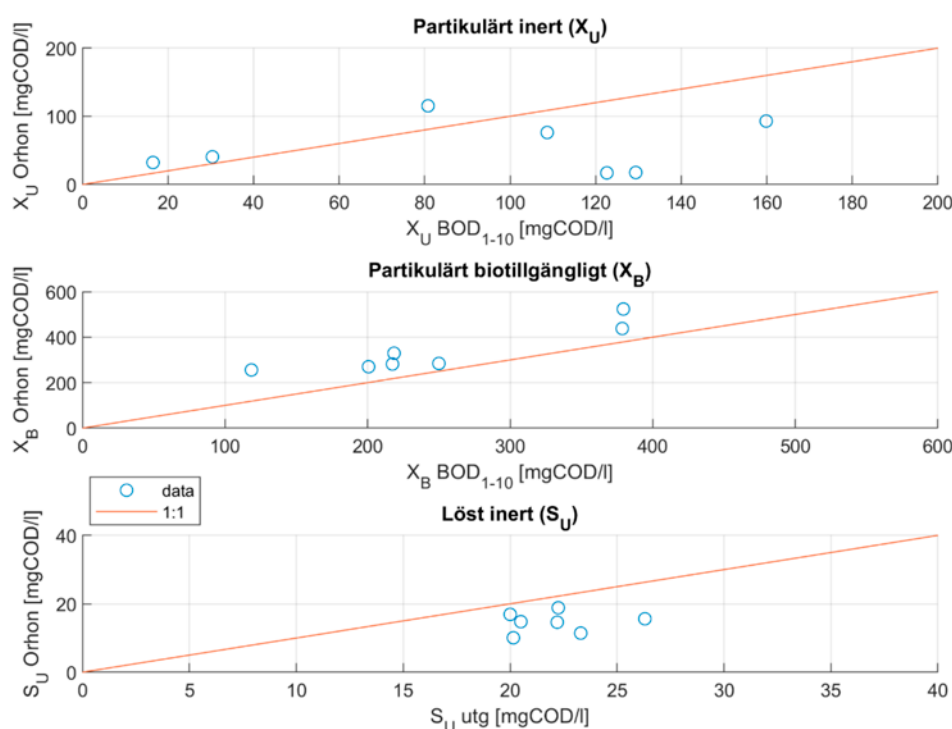
Figur 4.1

Jämförelse mellan COD-analys och S_B efter flockning + filtrering och direktfiltrering.



Skillnaderna mellan olika metoder att bestämma X_U , X_B och S_U , mellan STOWA:s metod med flockning + filtrering och långtids BOD-test samt metoden från Orhon et

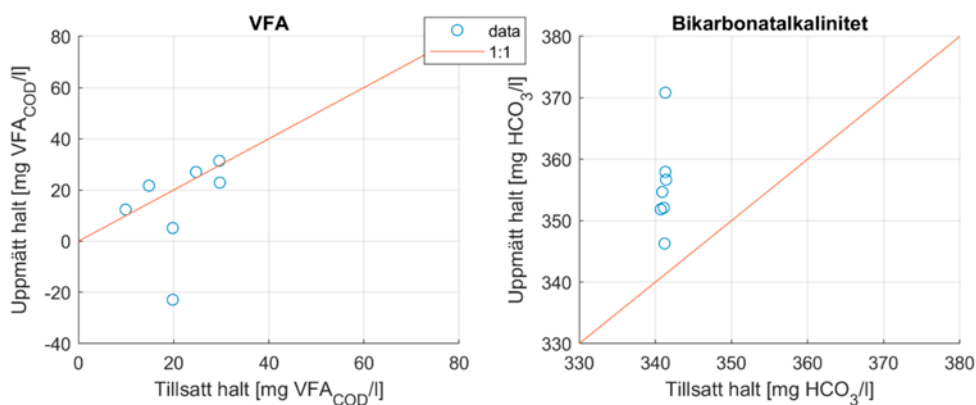
al. (1994) visas i Figur 4.2. Som väntat överskattas S_U något med STOWA-metoden då den inte kompenserar för S_U från bildade mikrobiella restprodukter som Orhon et al. kompenserar för. Skillnaden är dock liten och har inte stor betydelse i praktiken, där tillgängligheten i flockning + filtreringsmetoden är en övervägande fördel. För X_U och X_B stämmer de två metoderna relativt väl, även om skillnaden är stor vissa enskilda dygn. Osäkerheter i resultaten från långtidsluftningen (bland annat då korrigering av COD-halter gjordes efter tillsats av ATU samt att biomassaymp tillsätts) skulle kunna förklara vissa skillnader, likaså osäkerhet relaterad till BOD-mätningarna med OxiTop. Över lag är långtidsluftningen omständlig, och rekommenderas endast vid karakterisering av industriella avloppsvatten då BOD-metoden inte är giltig.



Figur 4.2

Jämförelse mellan olika metoder att bestämma COD-fraktionerna X_U , X_B och S_U .

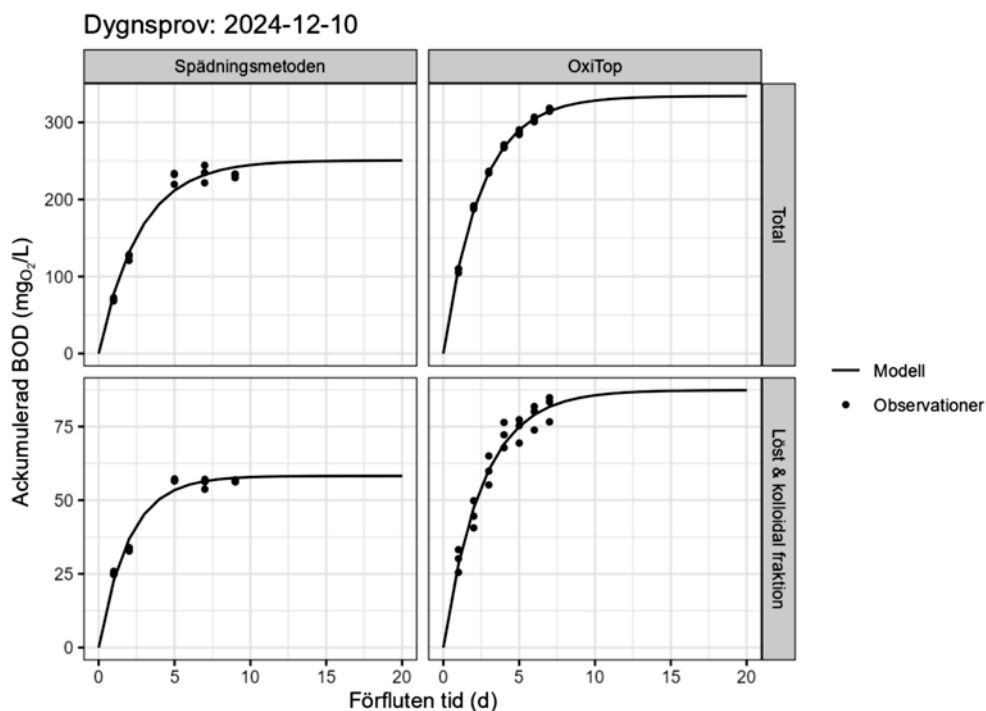
Figur 4.3 visar resultaten från jämförelse mellan tillsatt mängd VFA och uppmätt med 5-punktstitrering. De flesta datapunkter visar god överensstämmelse även vid de låga halter som ofta förekommer vid avloppsreningsverk. Två kraftigt avvikande punkter noterades, varav en gav negativa värden. Den beräknade bikarbonatalkaliniteten är också mycket nära tillsatt mängd. Metoden bedöms fungera väl för att bestämma låga halter av VFA men är känslig för små avvikelser i titreringsdata och bör alltid utföras i minst duplikat för att undvika felaktiga beräkningar. Om det är möjligt rekommenderas dock kromatografibaserade metoder då dessa fångar de individuella syrorna och en säkrare omvandling till S_{VFA} kan göras.



Figur 4.3

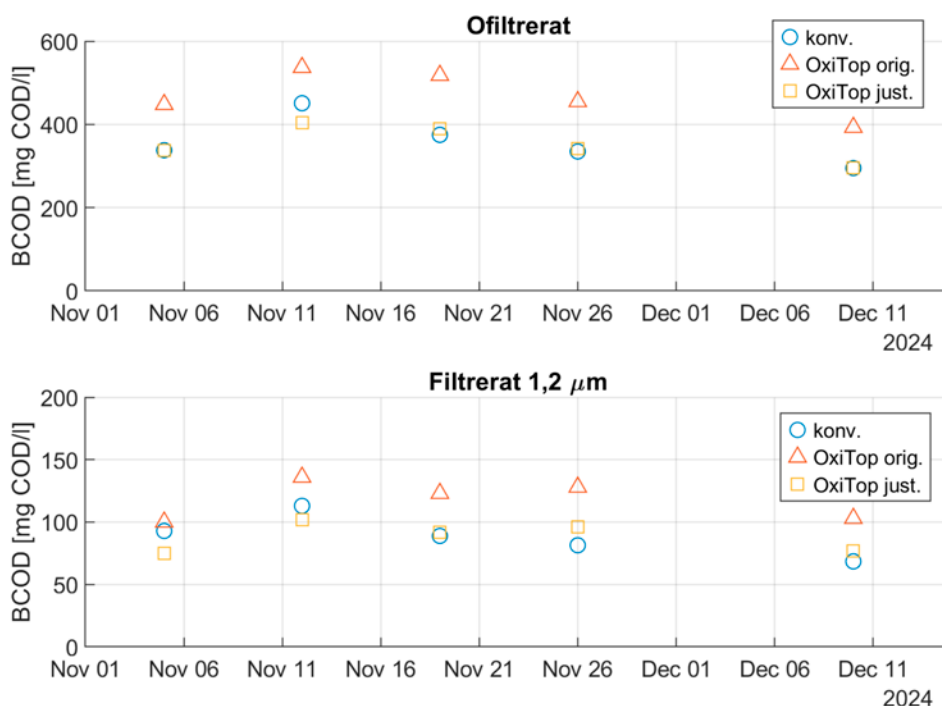
Jämförelse mellan tillsatta och beräknade halter från fempunktitrering.

Jämförelsen mellan BCOD beräknad med de olika metoderna visade på en konsekvent högre värde på BCOD med OxiTop-metoden, vilket kan ses både för totalt BOD i både filtrerat och ofiltrerat prov (ett exempel visas i Figur 4.4, samtliga figurer i Bilaga B) samt för det beräknade BCOD för respektive fraktion (Figur 4.5). Efter att BCOD beräknat från OxiTop-data korrigerats enligt Ekvation 27 (Figur 4.5) visar det på god överensstämmelse mot resultaten från den konventionella metoden för de flesta datapunkterna. Det beslutades därför att korrigera de värden på BCOD som tagits fram under karakteriseringsanalyserna på de medverkande reningsverken på motsvarande sätt och presentera två dataset, ett utan korrigerade BCOD och ett med korrigerade BCOD. Man får då ett osäkerhetsspann baserat på de två metoderna.



Figur 4.4

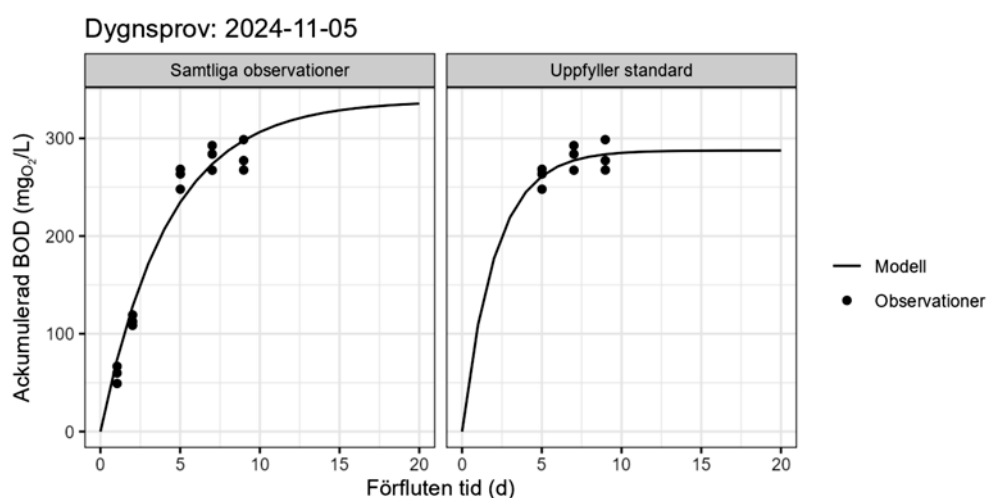
Jämförelse av BOD-test enligt konventionell metod (SS-EN ISO 5815-1:2019) och med OxiTop vid analys på samma inkommande avloppsvattenprov vid Käppalaverket. Figurer från samtliga fem tillfällen finns i Bilaga B.



Figur 4.5

Jämförelse mellan BCOD beräknad med konventionell metod och med OxiTop, samt med OxiTop som korrigerats enligt Ekvation 27. För analys av ofiltrerat och filtrerat prov.

Som tidigare nämnts kasserades vissa datapunkter då resterande syrehalt efter analys inte var inom de intervall som anges i standarden. I Figur 4.6 visas skillnaden i kurvanpassning före och efter kasserande av dessa datapunkter. När de inkluderas i kurvanpassningen blir det beräknade BCOD-värdet 18 % högre, och visuellt verkar halten då överskattas.



Figur 4.6

Jämförelse mellan kurvanpassning till BOD-data före och efter att datapunkter som inte uppfyller standarden kasserats.

Den statistiska analysen visade att nollhypotesen att metoderna ger lika resultat kan förkastas vid signifikansnivå 0,05, med andra ord är skillnaden mellan metodernas resultat statistiskt säkerställd. Eftersom metodiken med BOD-testen utvecklats med den konventionella metoden, och att denna metod mäter syrehalten direkt (till skillnad från OxiTop som mäter den indirekt genom produktion av CO_2) indikerar det att BOD överskattas med OxiTop-metoden på Käppalaverket då laboratoriet är ackrediterat och periodvis utför ackrediterade blindprover som stämmer väl. På många av de medverkande reningsverken är BOD_7/TCOD -kvoten högre vid OxiTop-analys än vid konventionell analys, vilket tyder på liknande situation som vid Käppalaverket, men fler direkta jämförelser mellan metoderna på andra reningsverk skulle krävas för att kunna dra definitiva slutsatser gällande skillnader i BCOD-beräkningen.

4.3 Slutsatser

Följande slutsatser kunde dras från de jämförande laboratoriestudierna:

- Skillnader uppmättes mellan flockat + filtrerat (0,45 µm) och direktfiltrerad (0,1 µm) COD i inkommande vatten. Orsaken är ännu inte klarlagd, men skillnaden var liten.
- Skillnader mellan flockat + filtrerat (0,45 µm) och respirometri enligt Wentzel et al. (1995) uppmättes. Den praktiska tillämpbarheten av flockning + filtreringsmetoden gör dock att denna metod rekommenderas.
- Fempunktstitrering fungerar väl även för de låga VFA-halter som ofta förekommer i inkommande avloppsvatten i Sverige. Prover av inkommande vatten gav likvärdiga resultat för vakuumfiltrerade och ofiltrerade prover.
- BOD-analys med spädningsmetoden (SS-EN ISO 5815-1:2019) och med OxiTop gav signifikant olika resultat, med stor påverkan på värdet på BCOD och därmed viktiga parametrar för karakteriseringen. Analys enligt SS-EN ISO 5815-1:2019 rekommenderas tills vidare för karakteriseringsstudier tills orsak till skillnaderna har bekräftats.
- Korrigering av BCOD baserat på genomsnittlig $BOD_7/TCOD$ -kvot gav goda resultat för Käppalaverket, men skulle behöva bekräftas genom analys på fler reningsverk.

5 Standardiserat tillvägagångssätt för karakterisering av avloppsvatten i Sverige

I detta kapitel presenterar vi ett standardiserat sätt att utföra karakterisering vid svenska reningsverk. Metoden kan användas för att ta fram data till användning av processmodeller, exempelvis vid processutvärdering/optimering, designverifiering och modellbaserad dimensionering. Metoden är applikationsspecifik för att undvika överflödiga analyser och anpassad för att så lätt som möjligt kunna användas.

5.1 Övergripande metodbeskrivning

Vid beslut av metoder att inkludera i en standardiserad metod togs följande argument med i utvärderingen:

- Resultaten (och variablerna man beräknar) ska ha tillräcklig processmässig inverkan i ett reningsverk.
- Metoden ska vara så praktiskt enkel att genomföra som möjligt.
- Metoden ska var tillräckligt precis med avseende på de variabler man beräknar.

Baserat på kriterierna ovan och resultat från de jämförande laboratorietesten rekommenderar vi en behovsanpassad karakterisering, då alla analyser normalt inte behöver inkluderas vid alla applikationer. De olika applikationer som särskiljs här är om:

- Karakterisering sker för inkommande eller försedimenterat avloppsvatten.
- Efterföljande process är känslig för kolloidalt COD (högbelastad aktivslamprocess eller biofilmsprocess) eller om kolloidalt COD adsorberas snabbt till befintlig biomassa (aktivslamprocess med slamålder > 3 d).
- Efterföljande biologisk rening sker med avseende på kväve eller fosfor (bio-P);
- En primärslamshydrolys ska modelleras.
- Om kommersiell simuleringsprogramvara används (benämns här som Sumo, men inkluderar även andra programvaror med liknande tillståndsvariabler), eller om referensmodeller så som ASM1 eller ASM2d används.

De metoder som inkluderas i standardmetoden är:

- *Analys av obehandlat prov.* Detta avser analys utan ytterligare förbehandling så som filtrering.
- *Filtrering 1,2 μm .* Detta avser vakuumfiltrering med filter med porstorlek 1,0–1,6 μm , enligt tidigare diskussion.
- *Flockning + filtrering 0,45 μm .* Detta avser flockning med lämpligt flockningsmedel (exempelvis $\text{Zn}(\text{OH})_2$, ZnSO_4 eller AlSO_4), sedimentering och filtrering av klarfasen genom filter med porstorlek 0,45 μm . Analysen görs dels i provpunkten som ska karakteriseras (inkommande eller försedimenterat avloppsvatten), dels i utgående avloppsvatten.
- *BOD₁₋₁₀.* Detta avser långtids BOD-test, för obehandlat och (om brukligt) för prov vakuumfiltrerat med filter med porstorlek 1,2 μm . Analys med spädningsmetoden rekommenderas, med kontroll av att standarden (SS-EN ISO 5815-1:2019) uppfylls gällande restsyre för varje prov.
- *Respiometri biomassa:* avser respiometrisk analys enligt Wentzel et al. (1995).
- *VFA-analys:* avser analys av VFA. I första hand bör analys med (gas)kromatografi

göras, men vid låga halter (< cirka 50 mg HAc-ekv/l om rapporteringsgräns per syra är 10 mg/l) rekommenderas fempunktstitrering.

De analyser som rekommenderas vid respektive processkonfiguration visas i Tabell 5.1. Rekommenderade analyser visas för två olika typer av modeller:

1. Modeller som inkluderar kolloidala tillståndsvariabler, så som i de flesta kommersiella simuleringsprogramvaror (exempelvis Sumo).
2. Enklare modeller så som ASM1 och ASM2d. De kemiska analyser som rekommenderas sammanfattas i Tabell 5.2.

Notera att dessa metoder gäller för *kommunalt avloppsvatten*. Industriellt avloppsvatten kan inte hanteras på samma sätt, och metoder för karakterisering av industriellt avloppsvatten hanteras inte i denna rapport.

	Obehandlat	Filtrerat (1,2 µm)	Flockat + filtrerat (0,45 µm)	Flockat + filtrerat (0,45 µm)	BOD _{1-10²} ofiltrerat	BOD _{1-10²} filtrerat (1,2 µm)	Respiometri biomassa	VFA-analys
Provplats ->	Inkommande/ Försedimenterat	Inkommande/ Försedimenterat	Inkommande/ Försedimenterat	Utgående	Inkommande/ Försedimenterat	Inkommande/ Försedimenterat	Inkommande/ Försedimenterat	Inkommande/ Försedimenterat
Processkonfiguration, inkommande								
Högbelastad AS* alt. biofilmsprocess, Sumo	A	A	A	A	A	A	A	U
AS kväverening, Sumo	A	A	A	A	A	U	U/0	U
AS bio-P, Sumo	A	A	A	A	A	U	U/0	A
Primärslamshydrolys, Sumo	A	A	A	A	A	U	A	A
AS kväverening, ASM1	A	-	A	A	A	-	U/0	-
AS bio-P, ASM2d	A	-	A	A	A	-	U/0	A
Primärslamshydrolys, ASM1/2d	A	-	A	A	A	-	A	A
Processkonfiguration, försedimenterat								
Högbelastad AS* alt. biofilmsprocess, Sumo	A	A	A	A	A	A	A	U
AS kväverening, Sumo	A	A	A	A	A	U	U/0	U
AS bio-P, Sumo	A	A	A	A	A	U	U/0	A
AS kväverening, ASM1	A	-	A	A	A	-	U/0	-
AS bio-P, ASM2d	A	-	A	A	A	-	U/0	A

* Om analys av S_U görs på utgående vatten efter sedimentering vid en högbelastad AS-process behöver även utgående BOD₇ analyseras. Detta gäller inte om ytterligare biologisk behandling (kväverening) sker efteråt och prov för S_U tas ut efter detta.

Tabell 5.1

Applikationsmatris för standardiserad metod för karakterisering av avloppsvatten. A = bör analyseras, resterande kan analyseras eller uppskattas (U) baserat på litteraturvärden. I vissa fall kan värdet antas vara noll (0). Värden för modell med kolloidal tillståndsvariabler (så som Sumo) och för modeller utan kolloidal tillståndsvariabler, så som ASM1 och ASM2d, för olika typer av processkonfigurationer.

Parameter	Obehandlat, inkommande	Filtrerat 1,2 µm, inkommande ³	Flockat + filtrerat 0,45 µm, inkommande	Flockat + filtrerat 0,45 µm, utg.
Kemiska analyser				
COD	A	A	A	A
VFA-COD	A ³	-	-	-
TN	A	A	A	-
NH ₄ -N	-	A ²	-	A ²
NO ₂ -N	-	A ^{1,2}	-	A ²
NO ₃ -N	-	A ^{1,2}	-	A ²
TP	A	A	A	A ¹
PO ₄ -P	-	A	-	-
TSS	A	-	-	-
VSS	A	-	-	-
Specialanalyser				
BOD ₁₋₁₀	A	A	-	-
X _{OH0}	A ³	-	-	-

Tabell 5.2

Kemiska analyser som utförs (A) på prov med respektive förbehandling.

¹ Normalt låga halter.

² Endast förslag på förbehandling, lämplig förbehandling för analys av joner bör göras.

³ Beroende på om analysen ska göras, enligt Tabell 5.1.

5.2 Förslag på arbetsgång och generella tips

När analys av VFA ska utföras behöver det göras så snart som möjligt efter insamling av prov, eftersom det finns risk att det annars bryts ned eller avgår till gasfas. Rekommenderad försöksordning när samtliga analyser utförs på samma avloppsvattensprov är därför:

1. VFA-analys (eller nedfrysning om detta utförs senare)
2. Respirometri
3. Flockning + filtrering 0,45 µm
4. Vakuumfiltrering 1,2 µm
5. BOD-test.

Karakteriseringen rekommenderas att utföras på flödesproportionellt dygnsprov av inkommande eller försedimenterat avloppsvatten (beroende på applikationsområdet och systemgränser). Om en modell för endast biosteget är tillräckligt för att besvara frågeställningen kan exempelvis karakterisering av försedimenterat vatten vara lämpligt. Användning av en modell för hela reningsverket kräver normalt karakterisering av inkommande vatten, men även försedimenterat vatten kan karakteriseras för att bekräfta modellresultat av sammansättningen till biosteget. För att kvantifiera lösta inerta fraktioner analyseras motsvarande dygnsprov efter ett biologiskt reningssteg, motsvarande utgående vatten från en mellansedimentering för en aktivslamprocess med slamålder > 3 d eller liknande. Detta prov kan även samlas in senare i processen, exempelvis utgående avloppsvatten, men om det finns processer så som ozonering/aktivt kol innan kan dessa avskilja en del av inert löst COD. Likaså kan överdosering av extern kolkälla bidra till löst COD i utgående vatten så att uppskattad S_U överskattas.

För alla metoder gäller att vattenprovet hålls kylt (4 °C) fram tills användning. När de olika metoderna i detta dokument utförs på samma prov bör vattnet därför ställas i kyl

mellan varje moment. Total volym som krävs beror på om externt laboratorium används eller om analyser görs med kyvetteter samt vilken volym som krävs för BOD-testen. Vid användning av kyvetter är ett riktmärke 5 l av inkommande/försedimenterat vatten (detta inkluderar säkerhetsmarginal) och 1 l av renat avloppsvatten. En beräkning av volymbehov vid respektive tillfälle rekommenderas dock.

Det är mycket viktigt att alla filter sköljs med destillerat vatten innan filtrering, då många typer av filter kan släppa ämnen i lösning som ger utslag i en COD-analys. Även de filter som rekommenderades av leverantör inför detta arbete, då de inte skulle släppa COD, visade sig göra det i vissa beställda batcher (men inte i alla). Vi rekommenderar därför att sköljning av filter med destillerat vatten alltid görs innan användning. Det gäller även fabriksny utrustning som kommer i kontakt med vattnet, exempelvis sprutor till sprutfilter.

För att korrekt analysera VSS (glödförlust) för inkommande eller försedimenterat avloppsvatten är det mycket viktigt att kompensera för förlust av filtermassa vid glödningen. Detta kan exempelvis göras genom att väga 5 st filter och utföra analysen på dessa enligt normalt rutin, men vid filtreringen så används endast destillerat vatten. Medelviktminskning per filter kan sedan beräknas både vid torkning (TSS-analys) och glödning (VSS-analys). Värdena kan sedan användas för att kompensera för förlust av filtermassa vid riktig analys. Om detta inte görs blir VSS/TSS-kvoten artificiellt hög då förlust av filtrets massa räknas som förlust av VSS på filtret. Kvoten kan då ofta bli över 90 % och det är inte ovanligt att kvoten överskrider 100 % (vilket är fysiskt omöjligt).

Om andelen S_B i inkommande avloppsvatten är lågt kan respirometriförsök för att bestämma heterotrof biomassa misslyckas. I dessa fall rekommenderas tillsats av ättiksyra eller etanol till en halt av 100 mg COD/l i reaktorn.

5.3 Beräkning av fraktioner

5.3.1 Beräkning enligt Sumos tillståndsvariabler

COD-variabler enligt de som finns i exempelvis Sumo beräknas enligt Ekvation 28–35. Observera att (28b) enbart gäller om analys för S_U görs på utgående vatten från sedimentering efter en högbelastad aktivslamprocess. Ekvationen bygger på Roeleveld & van Loosdrecht (2002) och ett vanligt förekommande nyckeltal om 1,15 g BOD₇/g BOD₅. Vi har dock inte kunnat verifiera denna metod inom projektet. Om reningsverket har högbelastad aktivslamprocess och efterföljande kväverenningsprocess görs i stället analys för S_U för utgående vatten från denna, och (28a) kan användas. Samma resonemang gäller för (58a) och (58b).

$$S_U = COD_{ff,0,45,utg} \quad (28a)$$

$$(S_U = COD_{ff,0,45,utg} - 1,3 \cdot BOD_{7,utg} \quad (28b))$$

$$S_{VFA} = COD_{VFA,ink} \quad (29)$$

$$S_F = COD_{ff,0,45,ink} - S_U - S_{VFA} \quad (30)$$

$$C_B = BCOD_{f,1,2,ink} - S_{VFA} - S_F \quad (31)$$

$$C_U = COD_{f,1,2,ink} - COD_{ff,0,45,ink} - C_B \quad (32)$$

$$X_{OHO} = COD_{OHO} \quad (33)$$

$$X_B = BCOD_{tot,ink} - BCOD_{f,1,2,ink} - X_{OHO} \cdot 0,08 \quad (34)$$

$$X_U = COD_{tot,ink} - S_U - S_{VFA} - S_F - C_B - C_U - X_{OHO} - X_B \quad (35)$$

I de fall alla analyser inte görs kan även Ekvation 36–38 användas för att uppskatta okända variabler:

$$S_F + S_{VFA} = COD_{ff,0,45,ink} \quad (36)$$

$$C_B + C_U = COD_{f,1,2,ink} - COD_{ff,0,45,ink} \quad (37)$$

$$S_F + S_{VFA} + C_B = BCOD_{f,1,2,ink} \quad (38)$$

För organiskt bundna kväve- och fosforfraktioner har inga metoder för direkt analys visats i litteraturen. I stället rekommenderas att typiska värden för kväve- och fosforinnehåll i COD-fraktionerna används initialt och jämförs med beräknade värden för partikulärt och totalt kväve och fosfor. Detta innebär därmed en osäkerhet som användaren bör vara medveten om, där den bästa metoden för att minska osäkerheter är att kalibrera en modell för ett befintligt reningsverk. För kvävefraktioner görs följande beräkningar:

$$S_{NHx} = NH_4N_{ink} \quad (39)$$

$$X_{N,U} = i_{N,XU} \cdot X_U \quad (40)$$

$$X_{N,OH} = i_{N,OH} \cdot X_{OH} \quad (41)$$

$$X_{N,B} = TN_{ink} - TN_{f,1,2,ink} - X_{N,U} - X_{N,OH} \quad (42)$$

Kontrollera sedan att $X_{N,B}$ är > 0 och att $X_{N,B}/X_B$ ligger i ett rimligt intervall (se Tabell 2.3). Justera annars $i_{N,XU}$ tills dessa villkor uppfylls. Om en modell över ett helt reningsverk, inklusive rötning, används kan dessa fraktioner finjusteras ytterligare vid kalibrering för att nå korrekt massflöde NH_4-N i rejekt från slamavvattning och TN i avvattnat slam. Resterande parametrar beräknas genom:

$$S_{N,U} = i_{N,SU} \cdot S_U \quad (43a)$$

$$S_{N,U} = TN_{ff,0,45,utg} - NH_4N_{utg} - NO_2N_{utg} - NO_3N_{utg} \quad (43b)$$

$$S_{N,F} = i_{N,SF} \cdot S_F \quad (44a)$$

$$S_{N,F} = TN_{ff,0,45,ink} - NH_4N_{ink} - NO_2N_{ink} - NO_3N_{ink} - S_{N,U} \quad (44b)$$

$$C_{N,U} = i_{N,CU} \cdot C_U \quad (45)$$

$$C_{N,B} = i_{N,CB} \cdot C_B \quad (46)$$

Löst inert kväve ($S_{N,U}$) kan beräknas med standardvärde enligt Ekvation 43a, alternativt uppskattas från data genom Ekvation 43b. Inert löst kväve kan dock möjligen bildas i processer på reningsverket, det är dessutom möjligt att biotillgängligt löst kväve kvarstår i viss mängd i utgående vatten. Används Ekvation 43b så bör $S_{N,U}$ oavsett inte underskattas, men möjligen överskattas. På samma sätt kan $S_{N,F}$ beräknas via Ekvation 44a eller 44b beroende på vilken data som är tillgänglig. Summan av $C_{N,U}$ och $C_{N,B}$ kan teoretiskt beräknas genom Ekvation 47.

$$C_{N,U} + C_{N,B} = TN_{f,1,2,ink} - TN_{ff,0,45,ink} \quad (47)$$

För fosforvariabler används följande beräkningar:

$$S_{PO4} = PO_4 P_{ink} \quad (48)$$

$$X_{P,U} = i_{P,XU} \cdot X_U \quad (49)$$

$$X_{P,OHO} = i_{P,OHO} \cdot X_{OHO} \quad (50)$$

$$X_{P,B} = TP_{ink} - TP_{f,1,2,ink} - X_{P,U} - X_{P,OHO} \quad (51)$$

Likt kvävevariablerna, kontrollera sedan att $X_{P,B}$ är > 0 och att ligger i ett rimligt intervall (se Tabell 2.3 och Tabell 6.6). Justera annars $i_{P,XU}$ tills dessa villkor uppfylls. Om en modell över ett helt reningsverk, inklusive rötning, används kan dessa fraktioner finjusteras ytterligare vid kalibrering för att nå korrekt massflöde PO_4 -P i rejekt från slamavvattnings och TP i avvattnat slam. Resterande parametrar beräknas genom:

$$S_{P,U} = i_{P,SU} \cdot S_U \quad (52a)$$

$$S_{P,U} = TP_{ff,0,45,utg} \quad (52b)$$

$$S_{P,F} = i_{P,SF} \cdot S_F \quad (53a)$$

$$S_{P,F} = TP_{ff,0,45,ink} - S_{P,U} \quad (53b)$$

$$C_{P,U} = i_{P,CU} \cdot C_U \quad (54)$$

$$C_{P,B} = i_{P,CB} \cdot C_B \quad (55)$$

Även för fosfor kan de lösta fraktionerna beräknas på två olika sätt. Skillnaden är att den andra lösta fosforfraktionen, PO_4 -P, fälls ut vid flockning och filtrering och därför inte behöver subtraheras från det flock-filtrerade värdet.

För TSS-variabler används följande ekvationer:

$$ISS_{ink} = TSS_{ink} - VSS_{ink} \quad (56)$$

$$VSS_{ink} = X_{OHO}/i_{COD,VSS,XOHO} + X_B/i_{COD,VSS,XB} + X_U/i_{COD,VSS,XU} \quad (57)$$

Typiska värden för $i_{COD,VSS,XOHO}$, $i_{COD,VSS,XB}$ och $i_{COD,VSS,XU}$ ges i Tabell 2.4, samt resultat från detta projekt i Tabell 6.6. Det rekommenderas att man initialt beräknar VSS_{ink} enligt Ekvation 57. Vid avvikelse mellan beräknat och uppmätt värde justeras först i första hand $i_{COD,VSS,XB}$. Om $i_{COD,VSS,XB}$ behöver höjas kraftigt (>2,5) för att VSS ska stämma kan $i_{COD,VSS,XU}$ justeras först. Rimliga värden i Sverige verkar uppgå till 1,3–1,56 g COD/g VSS för $i_{COD,VSS,XU}$, men kan kontrolleras genom analys av COD/VSS-kvot i bioslam om reningsverket har en (ej högbelastad) aktivslamprocess. Eftersom detta innehåller främst biomassa och X_U bör $i_{COD,VSS,XU}$ vara nära samma värde som kvoten i bioslammet och kan som en första ansats sättas till samma värde. Detta är dock en grov uppskattning och beror i verkligheten på andelen aktiv biomassa, antagandet bör därför verifieras/finjusteras genom modellkalibrering. Se Bilaga E för simuleringsresultat med jämförelse av $i_{COD,VSS,XU}$ och COD/VSS-kvoten i bioslammet. Provet bör tas i sista luftade zonen för att undvika att slammet innehåller större mängder lagringsprodukter om det är en bio-P-process. Slutligen justeras $i_{COD,VSS,XB}$ för att nå korrekt VSS-halt, med uppmätta värden i Sverige omkring 1,5–2,3 g COD/g VSS. $i_{COD,VSS,XU}$ och $i_{COD,VSS,XB}$ kan möjligen variera utanför detta intervall då dataunderlaget för dessa analyser varit begränsat. Observera även att intracellulära salter i heterotrof biomassa fäller ut vid TSS-analysen och därmed bidrar till ISS (Ekama och Wentzel, 2004). Andelen ISS som detta bidrar

till i inkommande avloppsvatten med låg halt biomassa är dock försumbar och anses inte behöva tas hänsyn till här.

5.3.2 Beräkning enligt ASM1

Arbetsgången är mycket lik den i Sektion 5.3.1, med skillnaden att de kolloidala och partikulära tillståndsvariablerna räknas samman. Se därför Sektion 5.3.1 för mer detaljer. COD-fraktionerna beräknas genom:

$$S_U = COD_{ff,0,45,utg} \quad (58a)$$

$$(S_U = COD_{ff,0,45,utg} - 1,3 \cdot BOD_{7,utg} \quad (58b))$$

$$S_B = COD_{ff,0,45,ink} - S_U \quad (59)$$

$$X_{OHO} = COD_{OHO} \quad (60)$$

$$XC_B = BCOD_{tot,ink} - S_B - X_{OHO} \cdot 0,08 \quad (61)$$

$$XC_U = COD_{tot,ink} - S_U - S_B - X_{OHO} - XC_B \quad (62)$$

Kväve- och fosforfraktioner beräknas enligt:

$$S_{NHx} = NH_4N_{ink} \quad (63)$$

$$XC_{N,U} = i_{N,XCU} \cdot XC_U \quad (64)$$

$$X_{N,OHO} = i_{N,OHO} \cdot X_{OHO} \quad (65)$$

$$XC_{N,B} = TN_{ink} - XC_{N,U} - X_{N,OHO} \quad (66)$$

$$S_{N,U} = i_{N,SU} \cdot S_U \quad (67a)$$

$$S_{N,U} = TN_{ff,0,45,utg} - NH_4N_{utg} - NO_2N_{utg} - NO_3N_{utg} \quad (68b)$$

$$S_{N,B} = i_{N,SB} \cdot S_B \quad (69a)$$

$$S_{N,B} = TN_{ff,0,45,ink} - NH_4N_{ink} - NO_2N_{ink} - NO_3N_{ink} - S_{N,U} \quad (69b)$$

$$S_{PO4} = PO_4P_{ink} \quad (70)$$

$$XC_{P,U} = i_{P,XCU} \cdot XC_U \quad (71)$$

$$X_{P,OHO} = i_{P,OHO} \cdot X_{OHO} \quad (72)$$

$$XC_{P,B} = TP_{ink} - XC_{P,U} - X_{P,OHO} \quad (73)$$

$$S_{P,U} = i_{P,SU} \cdot S_U \quad (74a)$$

$$S_{P,U} = TP_{ff,0,45,utg} \quad (74b)$$

$$S_{P,B} = i_{P,SB} \cdot S_B \quad (75a)$$

$$S_{P,B} = TP_{ff,0,45,ink} - S_{P,U} \quad (75b)$$

TSS-fraktionerna beräknas på samma sätt som i Sektion 5.3.1. Notera att kolloidalt material passerar genom filtret vid TSS-analys. Om XC_U och XC_B används för att beräkna VSS kommer omvandlingsfaktorerna är vara annorlunda än vid Sektion 5.3.1 då de också inkluderar kolloidalt material. Olika omräkningsfaktorer kan då krävas för att sluta massbalanser över en försedimentering till exempel, där kolloidalt material ej sedimenterar.

6 Karaktisering av avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk

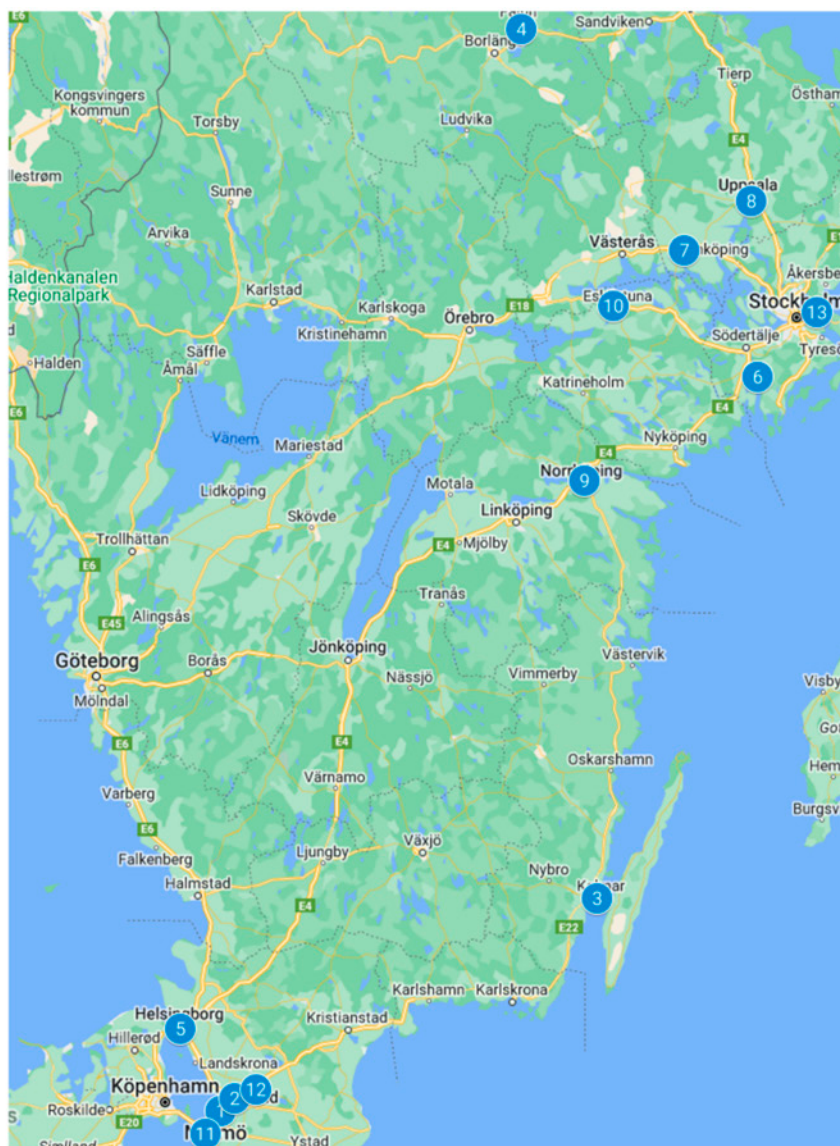
6.1 Inledning

För att utvärdera den framtagna metoden vid användning på reningsverk i Sverige samt samla in statistik för värden från karaktisering av inkommande avloppsvatten utfördes karaktisering enligt metoden i kapitel 5 på 13 svenska avloppsreningsverk:

- Ekeby avloppsreningsverk, Eskilstuna
- Enköpings avloppsreningsverk
- Främby avloppsreningsverk, Falun
- Himmerfjärdsverket, Södertälje
- Kalmar avloppsreningsverk
- Klagshamns avloppsreningsverk, Malmö
- Kungsängsverket, Uppsala
- Källby avloppsreningsverk, Lund
- Käppalaverket, Lidingö
- Södra Sandby avloppsreningsverk
- Sjölundas avloppsreningsverk, Malmö
- Slottshagen avloppsreningsverk, Norrköping
- Öresundsverket, Helsingborg

Figur 6.1 visar den geografiska spridningen över de medverkande reningsverken och Tabell 6.1 visar metadata för respektive reningsverk.

- 1 Sjölanda ARV, Malmö
- 2 Källby ARV, Lund
- 3 Kalmar ARV
- 4 Främby ARV, Falun
- 5 Öresundsverket, Helsingborg
- 6 Himmerfjärdsverket, Södertälje
- 7 Enköpings ARV
- 8 Kungsängsverket, Uppsala
- 9 Slottshagens ARV, Norrköping
- 10 Ekeby ARV, Eskilstuna
- 11 Klagshamns ARV, Malmö
- 12 Södra Sandby ARV
- 13 Käppalaverket, Lidingö



Figur 6.1
Geografisk spridning
för de medverkande
avloppsreningsverken.
Kartbild från Google Maps.

Reningsverk	Ovidkommande vatten [%/år]	Industribelastning [%]	Anslutna personer [p]	Inkommande belastning [pe]	L _{nät} [km]	L _{nät,norm} [m ³ /m]
Himmerfjärdsverket	40 %	-	346 500	200 228	-	-
Främby ARV	50 %	-	45 150	32 400	408	72
Enköping	34 %	10 %	30 328	26 244	-	-
Kalmar ARV	21 %	30 %	66 227	79 344	568	28
Kungsängsverket	39 %	9 %	197 964	160 100	633	57
Klagshamn	46 %	21 %	86 320	65 823	180	147
Källby ARV	25 %	2 %	116 308	98 764	352	115
Sjölunda	37 %	21 %	360 813	364 300	744	135
Södra Sandby	29 %	0 %	6 950	4 824	44	60
Norrköping	45 %	12 %	138 000	182 300	850	47
Ekeby ARV	60 %	4 %	97 000	107 000	630	52
Käppalaverket	40 %	32 %	577 051	514 000	2 462	61
Öresundsverket	46 %	35 %	146 000	160 000	874	75

6.2 Metod

Inför utmaningen att utföra provtagning och analys på de många avloppsreningsverk som medverkade i projektet ställdes två målbilder upp:

1. Resultaten ska vara så representativa och jämförbara som möjligt.
2. Genomförandet ska vara praktiskt enkelt för reningsverken.

Dessa målbilder kan vara delvis motstridiga, och efter diskussion enades projektgruppen om följande upplägg för försöken som sedan implementerades:

- Karakterisering utförs på fem dygnsprov vid respektive reningsverk.
- Christoffer Wärff medverkar på första analystillfället för att demonstrera utrustningen och föra vidare lärdomar, sedan utförs resterande analyser av personal på respektive reningsverk.
- Analyserna utförs på prov från helg- och lovfria vardagar, då dessa vanligen representerar majoriteten av belastningssituationerna på reningsverken.
- De fem dygnsproven förläggs så långt som möjligt på olika veckodagar (alltså så att inte alla fem tillfällena sker på exempelvis tisdagar).
- Utrustning för biologiska försök (OxiTop®-system för kontinuerlig BOD-analys och utrustning för respirometrisk analys) och titrering, samt förbrukningsartiklar så som filter och kemikalier skickas runt till respektive reningsverk så att samma utrustning och typ av filter används på alla reningsverk.
- Karakteriseringsanalyserna utförs färdigt på respektive reningsverk innan den skickas vidare till nästa.
- Kemiska analyser ansvarade respektive reningsverk för. Om ackrediterat analyser inte används (ex. genom Hach LCK kyvettanalyser) utförs analyser i triplikat för att kunna skatta osäkerheter.

Några undantag har gjorts från detta upplägg. VA SYD har använt egen utrustning för karakterisering för att kunna genomföra analyser parallellt med övriga reningsverk, men har då köpt in samma sorts utrustning som används av övriga.

Beräkningar av olika fraktioner har gjorts enligt metoden som beskrivs i Sektion 5. För respektive reningsverk presenteras de olika fraktionerna och kvoterna som medelvärde och standardavvikelse över de fem provtagningstillfällena. Denna standardavvikelse avser därmed endast spridningen av värden av fraktioner från de olika analystillfällena,

Tabell 6.1

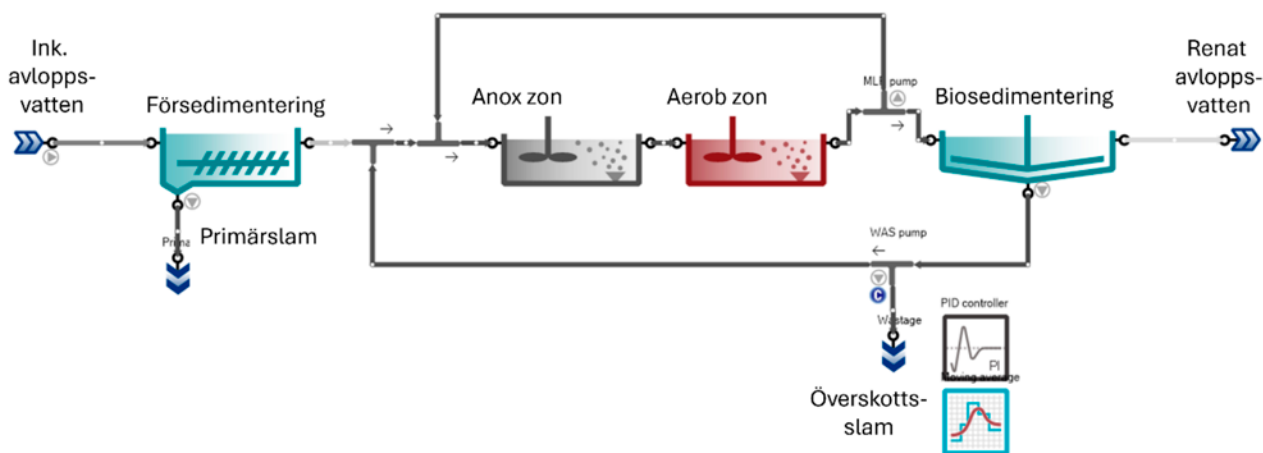
Metadata för medverkande reningsverk, inklusive: andel ovidkommande vatten (% av inflöde, på årsbasis); andel industribelastning; antal anslutna personer; genomsnittlig inkommande belastning; total längd på ledningsnätet; och storlek på ledningsnätet beskrivet som flöde normaliserat mot total längd på ledningsnätet.

den inkluderar inte propagerade osäkerheter från analys och provtagning. Eftersom det oftast krävs ett fullständigt dataset för att beräkna alla COD-fraktioner, medan det i verkligheten ofta kan saknas någon analys vid olika tillfällen på grund av misstag eller problem med utrustning, har saknade datapunkter för enskilda dygn ersatts med medelvärde från övriga analystillfällen. Likaså har det förekommit vid ett tillfälle (Eskilstuna) att resultat från respirometri inte kunnat erhållas vid ordinarie analystillfällen. Ytterligare provtagning har då utförts för att enbart beräkna fraktionen heterotrof biomassa, medelvärdet från detta har sedan antagits vid alla övriga dygnsprov. Dessutom har rimlighetskontroll av alla värden utförts för alla dataset. Om denna har visat på uppenbara fel, så som negativa värden på beräknade fraktioner, har den troligaste felkällan identifierats och fraktionen ersatts med medelvärde från övriga dygn för att kunna beräkna kvarvarande fraktioner.

För att undersöka och tydliggöra hur stor påverkan de olika parameterseten har på olika parametrar på reningsverket utfördes ett antal simuleringar i Sumo. Ett enkelt typreningsverk byggdes (se Figur 6.2) med försedimentering följt av en aktivslamprocess med en anox zon och en aerob zon, och slutligen en biosedimentering. Alla standardvärden användes i Sumo för inställningar (exempelvis 60 % avskiljning av TSS i försedimentering och DO på 2 mg/l i den aeroba zonen). Uttag av överskottsslam styrdes mot en slamhalt på 3 500 mg TSS/l i den luftade bassängen. Inkommande halter av TCOD, TN och TP hölls till standardvärdet i alla simuleringar, medan fraktionerna som uppmätts från respektive reningsverk användes för att beräkna modellvariablerna. Modellen simulerades sedan i steady state under 150 dygn för respektive fall. Resultaten utvärderades relativt medelvärden från alla simuleringar, antingen som procentuell avvikelse (för luftflödesbehov och slamproduktion) eller som absolut avvikelse (för utgående halt TN, $\text{NH}_x\text{-N}$ och $\text{NO}_x\text{-N}$).

Figur 6.2

Exempelreningsverk uppställt i Sumo för att utvärdera påverkan de olika parameterseten har på reningsresultaten.



6.3 Resultat och diskussion

6.3.1 Karakterisering

Resultaten för COD-fraktioner visas i Figur 6.3 och typiska intervall i Tabell 6.2. Samtliga fraktioner (COD, kväve, fosfor och TSS) har sammanställts i Bilaga D. f_{SU} är relativt jämn mellan olika reningsverk med värden omkring 5–10 %. f_{SB} varierar desto mer, med värden från 5 till nära 25 %, därav blir även variationerna i S_{F} och S_{VFA} stora. f_{CB} är noll för flertalet reningsverk, medan det historiskt har antagits att en stor andel av kolloidalt COD är biologiskt nedbrytbart. Avvikelsen kan bero på att metoden (BOD-analys på filtrerat prov) inte är tillräckligt känslig för att särskilja dessa fraktioner, då många värden blev negativa vid beräkningen och korrigerades till noll. X_{OHO} är relativt jämnt mellan de olika reningsverken, omkring 4–6 %. Eskilstuna sticker ut med nära 20 %, men dessa data har hög osäkerhet då de utfördes med kolkälla (Brenntaplus) med

Figure 2 displays 12 bar charts showing the distribution of different COD fractions (f_SU, f_SB, f_SF, f_CB, f_XOHO, f_XB, f_XU, f_SVFA, f_Cu) across 14 different wastewater treatment plants. The y-axis for all charts is 'g COD/g COD'.

The wastewater treatment plants are: Eskilstuna, Enköping, Falun, Sjöbo, Kalmar, Uppsala, Källby, Källby, Källby, Norrköping, Öresundsverket, Klagshamn, and Södra Sandby.

The COD fractions are:

- f_SU**: Soluble COD
- f_SB**: Soluble COD
- f_SF**: Soluble COD
- f_CB**: Soluble COD
- f_XOHO**: Soluble COD
- f_XB**: Soluble COD
- f_XU**: Soluble COD
- f_SVFA**: Soluble COD
- f_Cu**: Soluble COD

Beräknade COD-fraktioner från samtliga medverkande avloppsreningsverk. Data avser medelvärde från 4-5 provtagningstillfällen, med felstapel ± 1 standardavvikelse.

Parameter	Enhet	Låg (10:e percentilen)	Median	Hög (90:e percentilen)	Referensintervall*
f_{SU}	g COD/g COD	0,04	0,05	0,09	0,04–0,10
f_{SB}	g COD/g COD	0,06	0,11	0,23	0,10–0,20
f_{SVFA}	g COD/g COD	0,05	0,06	0,11	-
f_{SF}	g COD/g COD	0,01	0,05	0,12	-
f_{CB}	g COD/g COD	0,00	0,01	0,05	-
f_{CU}	g COD/g COD	0,01	0,05	0,09	-
f_{XOHO}	g COD/g COD	0,04	0,07	0,08	0,10–0,15
f_{XB}	g COD/g COD	0,21	0,30	0,38	-
f_{XU}	g COD/g COD	0,25	0,38	0,47	-
f_{XCB}	g COD/g COD	0,22	0,34	0,40	0,30–0,50
f_{XCU}	g COD/g COD	0,28	0,44	0,51	0,10–0,40
f_{BCOD}	g COD/g COD	0,39	0,50	0,65	-

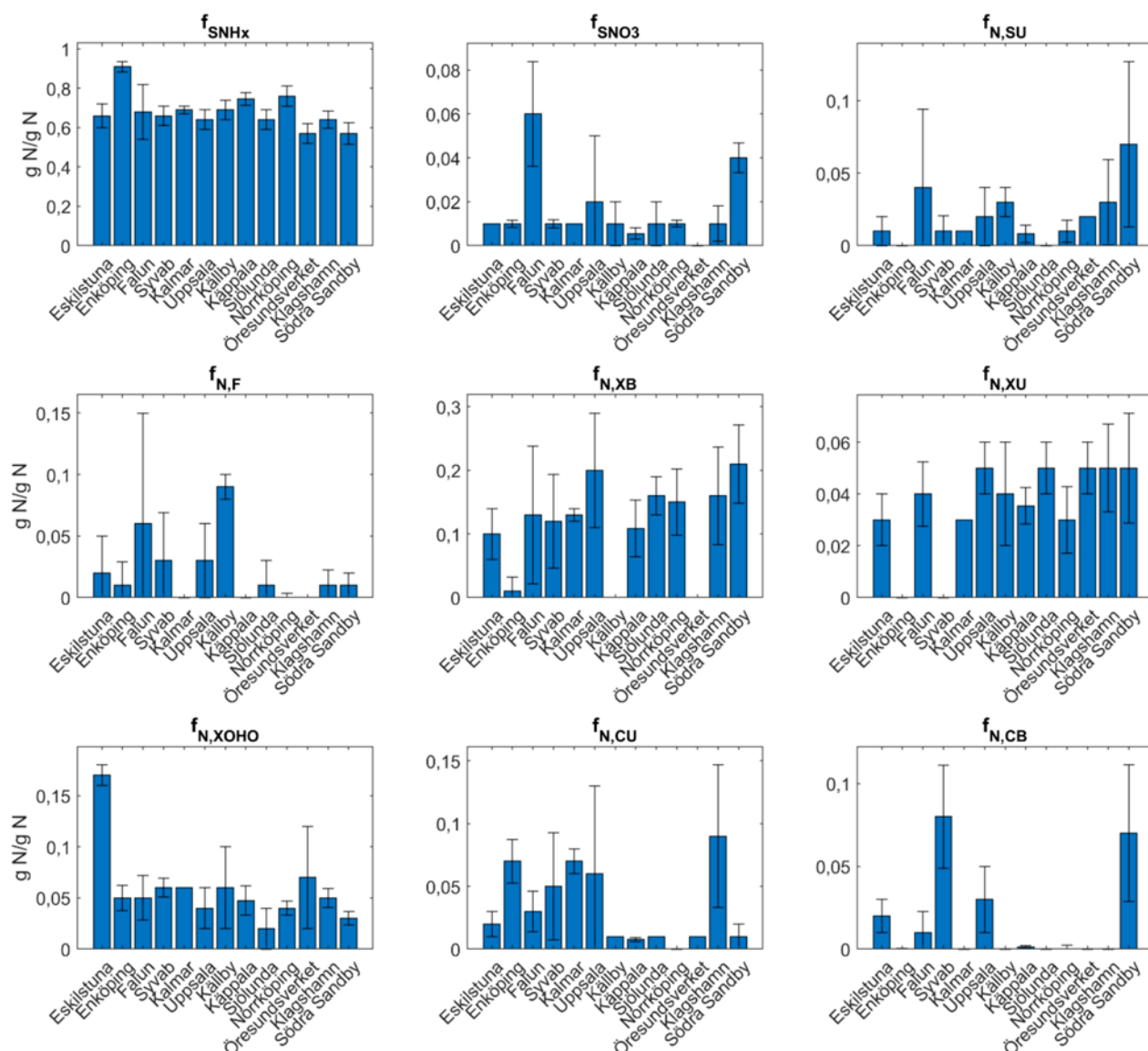
Tabell 6.2

Typiska intervall för COD-fraktioner, baserat på mätdata från projektet.

* Baserat på resultat från litteraturstudien, se Sektion 2.7.

Beräknade kväve- och fosforfraktioner visas i Figur 6.4 och Figur 6.5, med typiska intervall i Tabell 6.3 och Tabell 6.4. Dessutom visas beräknade och antagna parametrar för kväve- och fosforinnehåll i respektive COD-fraktioner vid de olika reningsverken i Tabell 6.6. Fraktionen ammoniumkväve utgör majoriteten av kvävet i samtliga fall. Övrigt kväve är huvudsakligen partikulärt bundet, med 10–20 % biologiskt tillgängligt och omkring 5 % inert. Andelen löst inert kväve varierar mellan reningsverken, men uppskattningsvis utgör det 1–5 % av totalkväve. För fosforfraktionerna fördelas den största delen mellan fosfat (20–60 %) och partikulärt biotillgängligt (10–50 %). Löst inert fosfor (ej fällningsbart) verkar utgöra maximalt omkring 2 % av inkommande fosfor.

Stora skillnader i kväve- och fosforinnehåll i de olika COD-fraktionerna (Tabell 6.6) erhöles vid anpassning av data. Det är därför osäkert hur fysikaliskt rimliga dessa värden är i flera fall, och vad som faktiskt är bundet i organiskt material. Oavsett ger dessa värden en indikation på vad som kan uppmätas på reningsverk i Sverige. Det ska också noteras att dessa värden är osäkra då de inte kan analyseras direkt och de inte verifierats genom modellkalibrering. Mer forskning krävs för att ta fram metoder för att direkt mäta de olika organiskt bundna kväve- och fosforfraktionerna.



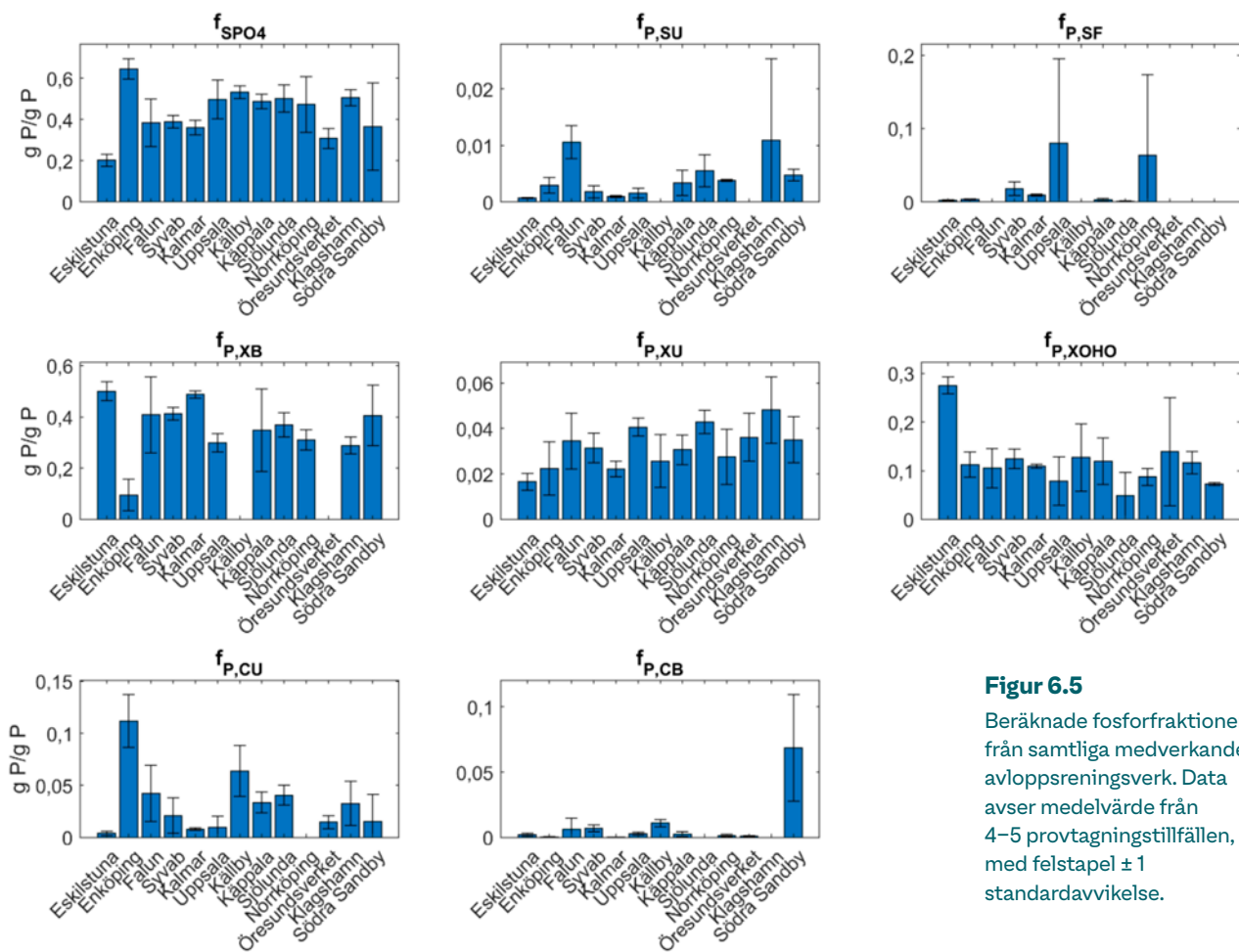
Figur 6.4

Beräknade kvävefraktioner från samtliga medverkande avloppsreningsverk. Data avser medelvärde från 4–5 provtagningstillfällen, med felstapel ± 1 standardavvikelse. f_{SNO_2} har utelämnats då den i princip alltid var noll.

Parameter	Enhet	Låg (10:e percentilen)	Median	Hög (90:e percentilen)
f_{SNHx}	g N/g N	0,57	0,66	0,76
f_{SNO_2}	g N/g N	0,00	0,00	0,01
f_{SNO_3}	g N/g N	0,00	0,01	0,03
$f_{\text{N,SU}}$	g N/g N	0,01	0,01	0,04
$f_{\text{N,SF}}$	g N/g N	0,00	0,02	0,09
$f_{\text{N,XB}}$	g N/g N	0,05	0,13	0,20
$f_{\text{N,XU}}$	g N/g N	0,00	0,04	0,05
$f_{\text{N,XOHO}}$	g N/g N	0,03	0,05	0,07
$f_{\text{N,CU}}$	g N/g N	0,00	0,02	0,07
$f_{\text{N,CB}}$	g N/g N	0,00	0,00	0,06

Tabell 6.3

Typiska intervall för kvävefraktioner, baserat på mätdata från projektet.



Figur 6.5

Beräknade fosforfraktioner från samtliga medverkande avloppsreningsverk. Data avser medelvärde från 4–5 provtagningstillfällen, med felstapel ± 1 standardavvikelse.

Parameter	Enhet	Låg (10:e percentilen)	Median	Hög (90:e percentilen)
f_{SPO4}	g P/g COD	0,22	0,39	0,53
$f_{\text{P,SU}}$	g P/g COD	0,00	0,01	0,02
$f_{\text{P,SF}}$	g P/g COD	0,00	0,01	0,16
$f_{\text{P,XB}}$	g P/g COD	0,10	0,35	0,49
$f_{\text{P,XU}}$	g P/g COD	0,02	0,03	0,05
$f_{\text{P,XOHO}}$	g P/g COD	0,07	0,11	0,14
$f_{\text{P,CU}}$	g P/g COD	0,00	0,02	0,06
$f_{\text{P,CB}}$	g P/g COD	0,00	0,00	0,02

Tabell 6.4

Typiska intervall för fosforfraktioner, baserat på mätdata från projektet.

Fraktionerna av suspenderad substans (TSS) visas i Tabell 6.5. Medianvärdet för andelen VSS i inkommande avloppsvatten (83 %) är nära standardvärdet i Sumo (84,9 %), med en spridning mellan cirka 80–90 % av TSS. VSS-innehåll i X_B (Tabell 6.6) verkar variera mellan cirka 1,50 och 2,30 på de undersökta reningsverken, vilket tillsammans med VSS-innehåll i X_U på 1,3–1,56 ger god passning mellan beräknad och uppmätt halt VSS. Detta är uppskattningar baserat på data från COD/VSS-kvoten i bioslam på fyra medverkande reningsverk (Källby, Öresundsverket, Kalmar och Käppala med kvoter på 1,56, 1,48, 1,47 och 1,30 g COD/g VSS i bioslammet för dessa fall). Bioslam består till störst del av biomassa (samt dess nedbrytningsprodukter) och X_U , och därför bör inkommande kvot för X_U vara snarlik kvoten för slammet. Observera att detta är en förenkling som bör

verifieras vid modellkalibrering, vilket är gjort för Käppalaverket och Öresundsverket här. Se även Bilaga E för generiska simulerade exempel. Vissa osäkerheter kvarstår därmed för de presenterade värdena på VSS-innehåll i X_b och X_U .

	Enhet	Låg (min)	Median	Hög (max)
$f_{VSS/TSS}$	g VSS/g TSS	0,78	0,83	0,89
$f_{ISS/TSS}$	g ISS/g TSS	0,11	0,17	0,22

Tabell 6.5

Typiska intervall för TSS-fraktioner, baserat på mätdata från projektet.

Upplägget som beslutades för provtagning och analys har några noterbbara nackdelar. Eftersom varje reningsverk utfört karakteriseringen under 1–2 månader och sedan skickat vidare utrustningen till nästa erhöles resultat från olika tidpunkter på året från olika reningsverk. Vissa analyserade parametrar kan vara säsongsberoende (exempelvis andelen lösta fraktioner som S_b , NH_4 -N och PO_4 -P), vilket därför kan bidra till vissa observerade skillnader mellan reningsverk. Över lag anses dock den säsongsmässiga spridningen över de två år som analyserna pågått varit god och bör ge en bra överblick över variationer i olika värden och kvoter.

Beslutet att inte använda samma laboratorium för samtliga kemiska analyser kan också bidra till mindre skillnader i resultat mellan reningsverk. Eftersom analyser utförs på detta sätt i praktiken och att många reningsverk har interna laboratorium som kan utföra analyserna kort efter provtagning ansågs det dock vara det bästa alternativet för projektet.

En annan källa till osäkerhet är relaterad till de kemiska analyser som använts. Vid kommersiella laboratorier anges ofta en hög osäkerhet för COD-analys (omkring 30 %). Eftersom fraktionerna beräknas från flera analyser kommer osäkerheten propagera till de beräknade fraktionerna. Mycket små skillnader mellan triplikatanalyser kunde dock ses för de flesta analyser efter filtrering, medan större skillnader kunde ses på ofiltrerade analyser. Detta är väntat då heterogenitet bland partiklar i provet kan bidra till större spridning vid replikatanalyser. Det är därför lönt att analysera ofiltrerade prover i triplikat (gäller förutom för COD även för t.ex. TN och TP), medan behovet för replikatanalys av filtrerade och flockade + filtrerade prover inte är lika stort.

	Enhet	Låg (10:e percentilen)	Median	Hög (90:e percentilen)
Kväve				
$i_{N,SU}$	g N/g COD	0,01	0,02	0,05
$i_{N,SF}$	g N/g COD	0,00	0,01	0,17
$i_{N,XB}$	g N/g COD	0,01	0,03	0,09
$i_{N,XU}$	g N/g COD	0,00	0,01	0,01
$i_{N,XOHO}$	g N/g COD	0,07	0,07	0,07
$i_{N,CU}$	g N/g COD	0,01	0,04	0,18
$i_{N,CB}$	g N/g COD	0,01	0,06	0,19
Fosfor				
$i_{P,SU}$	g P/g COD	0,001	0,001	0,003
$i_{P,SF}$	g P/g COD	0,000	0,010	0,049
$i_{P,XB}$	g P/g COD	0,007	0,017	0,022
$i_{P,XU}$	g P/g COD	0,001	0,001	0,001
$i_{P,XOHO}$	g P/g COD	0,020	0,020	0,020
$i_{P,CU}$	g P/g COD	0,002	0,005	0,010
$i_{P,CB}$	g P/g COD	0,002	0,005	0,024
		Låg (min)	Median	Hög (max)
TSS				
$i_{COD,VSS,XB}$	g COD/g VSS	1,50	1,85	2,30
$i_{COD,VSS,XU}^*$	g COD/g VSS	1,30	1,48	1,56

* Ett högt värde (1,80) har exkluderats från statistiken då det avviker kraftigt från övriga.

En viktig fråga är också om det räcker med fem provtillfällen för att få bra representativt underlag för karakterisering. Som vanligt är det bättre ju mer data som finns tillgängligt, men fem tillfällen ansågs vara en bra kompromiss för att ge statistik på vilka variationer i parametervärden man kan vänta sig vid svenska reningsverk samtidigt som projektet blir genomförbart kostnadsmässigt och tidsmässigt. I praktiken kan sedan antalet provtillfällen justeras beroende på projektmål. Vid modelleringsprojekt där fraktionerna delvis kan användas som kalibreringsparametrar är förmodligen fem tillfällen fullt tillräckligt, medan det vid designarbete med okalibrerade modeller rekommenderas fler tillfällen utspridda över olika säsonger för att fånga genomsnittlig sammansättning och eventuella säsongvariationer. Exempelvis kom Yang et al. (2019) fram till att cirka 20 tillfällen slumpmässigt utspridda över ett års tid gav bäst avvägning mellan kostnad och noggrannhet.

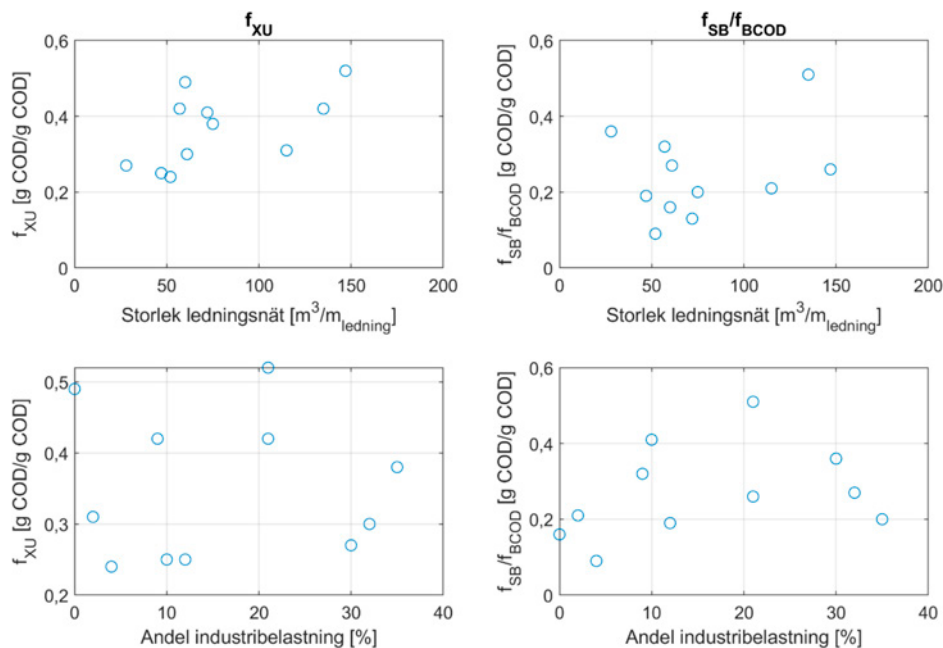
Figur 6.6 visar fraktioner (f_{XU} och f_{SB}/f_{BCOD}) relativt storlek på ledningsnätet (här angivet som flöde normaliserat mot längd på ledningsnätet) samt andel av belastningen som kommer från industrier. Till skillnad från Roeleveld & van Loosdrecht (2002) kan vi se viss tendens till ökande andel X_U och andelen av biotillgängligt COD som är löst kan ses vid större ledningsnät, men med stor spridning. Det är dock svårt att sammanfatta ledningsnätets komplexitet med en siffra och den stora spridningen går det svårt att prediktera andelen X_U baserat på detta. Likt Roeleveld & van Loosdrecht (2002) kan vi konstatera att det förmodligen är mer kostnadseffektivt att karakterisera inkommande avloppsvatten direkt än att försöka prediktera sammansättningen baserat på ledningsnätets utformning. Viss trend med ökande andel löst COD med ökande industribelastning kan ses, men med stor spridning. Detta är naturligtvis beroende på vilka typer av industrier som är påkopplade på ledningsnätet.

Figur 6.7 visar observerat samband mellan $BOD_7/TCOD$ -kvot och f_{BCOD} med konventionell metod och med OxiTop. Sambandet är relativt starkt, men stora osäkerheter kvarstår eftersom f_{BCOD} korrigerats med hjälp av $BOD_7/TCOD$ -kvoterna för de båda

Tabell 6.6

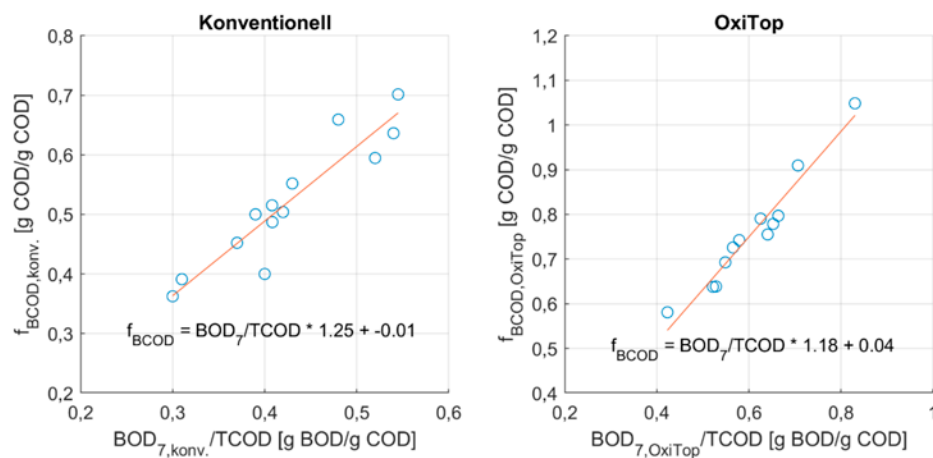
Använt/beräknat N/P/VSS associerat med respektive COD-fraktion vid beräkning av totalkväve, totalfosfor, VSS och TSS för samtliga reningsverk.

metoderna och sambandet bör endast användas med försiktighet och inte ersätta faktisk analys. OxiTop-resultaten är som tidigare nämnt generellt högre än med konventionell metod (och i ett fall till och med högre än 1, vilket är fysiskt omöjligt).



Figur 6.6

Storlek på fraktioner relativt normaliserad storlek på ledningsnätet och andel industribelastning, för f_{xu} (t.v.) och f_{SB}/f_{BCOD} (t.h.).

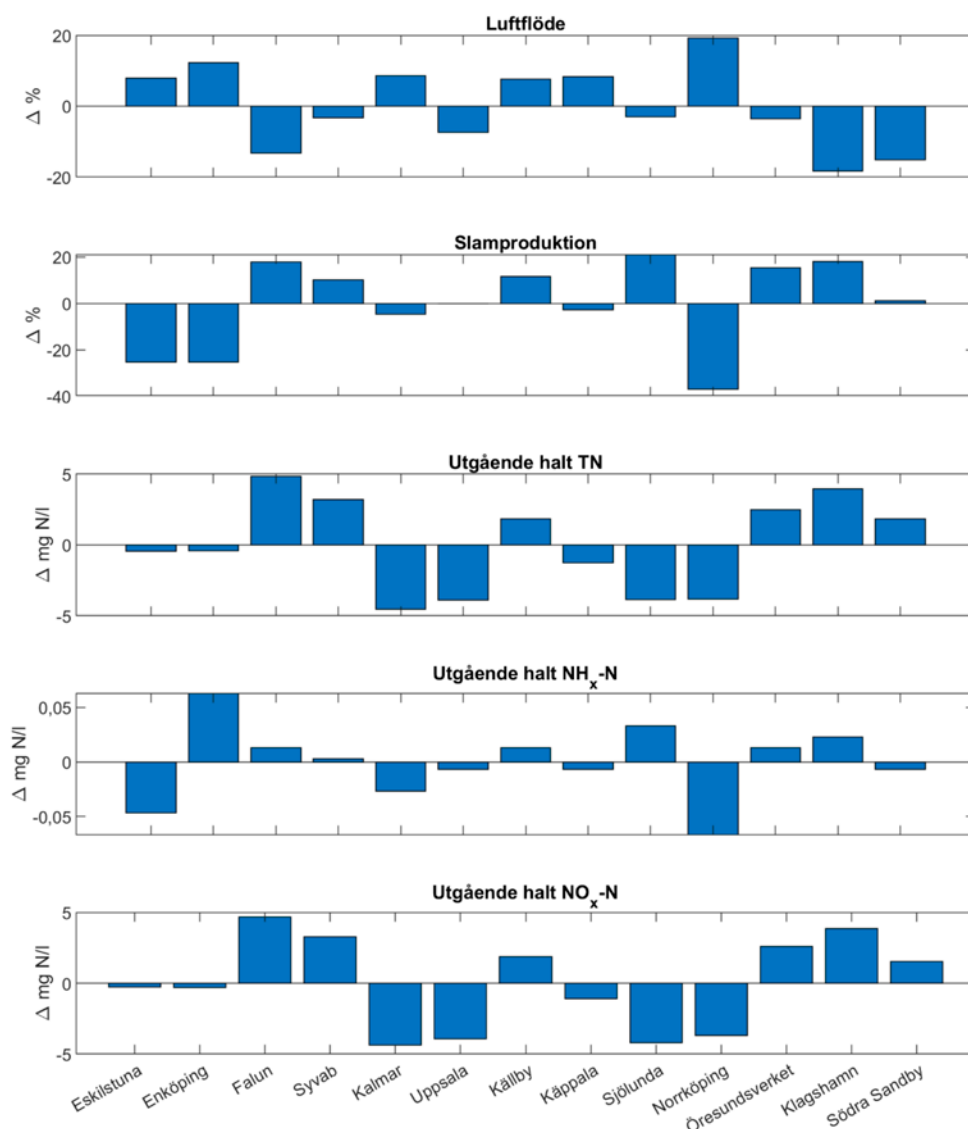


Figur 6.7

Samband mellan $BOD_7/TCOD$ -kvot och f_{BCOD} med konventionell metod och med OxiTop.

6.3.2 Simuleringsresultat

Resultaten från simuleringarna med de olika parameteraseten visas i Figur 6.8. Kraftiga skillnader mellan de olika fallen kan noteras, med luftflödesbehov och slamproduktion $\pm 20\%$ från medelvärdet, samt utgående kvävehalter ± 5 mg N/l från medelvärdet. Endast små skillnader i ammoniumkväve kan noteras för detta fall, då slamåldern var tillräckligt lång för fullständig nitrifikation i alla simulerade fall. Det betyder inte att fraktionerna inte har påverkan på nitrifikationen dock. När slamhalten hålls konstant och fraktionerna varierar påverkas slamåldern. Detta beror på att högre andel X_u ger högre slamproduktion, och därför lägre slamålder vid konstant slamhalt. Om man antar en för låg andel X_u riskerar det därför att leda till att nitrifikationen överskattas vid låg slamålder.



Figur 6.8

Resultat från simulering med fraktioner enligt de olika reningsverken. Resultaten visar avvikelse från medelvärdet av alla simuleringar.

6.4 Slutsatser

Följande slutsatser kan dras efter karakterisering på de tretton reningsverk som medverkade i projektet:

- Variationerna för flertalet fraktioner är stora mellan reningsverk, vilket även ger stora variationer i simulerad luftförbrukning, slamproduktion och halter av kväve i utgående avloppsvatten vid simulering. Detta innebär att det inte rekommenderas att använda standardvärden för COD-fraktionerna baserat på data från denna rapport eller från standardinställningarna i en simuleringsprogramvara. Fraktionerna bör i stället anpassas efter varje reningsverk.
- Vilka analyser som krävs för att genomföra karakterisering beror på det tänkta applikationsområdet. De mer krävande analyserna (respiometri) bedöms endast krävas vid ett fåtal applikationer. Resterande analyser är för det mesta relativt enkla att utföra och bör kunna göras vid de flesta reningsverk.
- Analyser har utförts vid fyra till fem tillfällen per reningsverk och innehåller därför fortsatt osäkerheter. Antalet analystillfällen som krävs för en robust karakterisering

har inte kunnat studeras i detta projekt. Generellt krävs färre tillfällen om fraktionerna kan verifieras/justeras vid en modellkalibrering, men ska fraktionerna användas vid dimensionering med en okalibrerad modell rekommenderas fler tillfällen.

- Analys av ämnen i ofiltrerade prover bör göras i triplikat, för filtrerade eller flockade + filtrerade prover är behovet inte lika stort.
- Till skillnad från internationella studier är fraktionen X_U ofta högre än X_B , även om viss osäkerhet återstår på grund av BOD-analyser som utförts med OxiTop och korrigerats.
- Stora variationer uppmättes i kväve- och fosforinnehåll relaterat till de olika COD-fraktionerna, det är oklart hur fysikaliskt korrekta dessa resultat är. Osäkerhet kvarstår även då fraktionerna av organiskt bundet kväve och fosfor inte kan mätas direkt, utan behöver bestämmas genom antaganden om N- och P-innehåll i de olika COD-fraktionerna. För att minska osäkerheter kan en modell kalibreras för ett befintligt reningsverk.
- Hur säsongsvariationer för de olika fraktionerna ser ut är en viktig fråga som kvarstår.
- Viss trend till ökande andel löst COD med ökande industribelastning samt mot större ledningsnät kunde ses, samt viss trend för ökande andel X_U vid längre ledningsnät. Spridningen är dock stor och exakt värde är svårt att prediktera.

7 Belastningsvariationer vid svenska avloppsreningsverk

7.1 Inledning

Förutom en mer detaljerad karakterisering av inkommande avloppsvatten kräver metoder för design, utvärdering och digitalisering en kvantifiering av dynamiken i inkommande vatten, det vill säga hur flöde, koncentration och temperatur varierar över tid.

Syftet med detta delprojekt var därför att (1) undersöka hur inkommande belastning till avloppsreningsverk i Sverige varierar under dygnet, och (2) hur väl dessa går att reproducera med så kallade indatageneratorer. Dessa modeller genererar flödes- och belastningsvariationer av exempelvis COD och kväve baserat på metadata gällande reningsverket (t.ex. ansluten belastning och andel ovidkommande vatten). Undersökningen fokuserade på så kallade torrvädersdygn med så lite påverkan av nederbörd som möjligt.

Genom att jämföra indatageneratorns resultat dels utan, dels med tillgång till mätdata med 2 h-upplösning, fås kunskap om vilket mervärde mätningarna ger och om de osäkerheter som uppstår när sådana saknas.

7.2 Metod och material

Sex av de reningsverk som medverkar i projektet har utfört provtagning och analys på 2-timmarsprover (flödesproportionellt) i inkommande avloppsvatten under totalt fyra dygn. De analyser som gjorts på 2-timmarsprover är:

- Total COD
- Filtreerad COD (1,2 µm porstorlek)
- Totalkväve
- Ammoniumkväve
- Totalfosfor
- Fosfatfosfor
- Suspenderad substans

Tillsammans med inkommande avloppsvattenflöde kunde inkommande belastning under respektive 2-timmarsperiod, i kg/h, uppskattas.

Som indatagenerator användes den som utvecklats av Langergraber et al. (2008), vilken också finns fritt tillgänglig som Excel-fil via IWA Publishings hemsida (som *additional resources* för boken *Guidelines for using activated sludge models* av Rieger et al. (2013)).

Modellen kalibrerades för de sex fallstudierna (Käppala, Uppsala, Norrköping, Kalmar, Falun och Enköping) med avseende på inkommande flöde (Q), total- och ammoniumkväve (TN/NH₄-N), total- och fosfatfosfor (TP/PO₄-P) och COD.

7.2.1 Databearbetning

Den använda kalibreringsmetodiken bygger på ett antagande om att det på varje reningsverk, vid torrväder, finns en viss dygnsvariation runt dygnsmedelvärdet för flödet respektive massflödet (kg/d) av ovan nämnda fraktioner. De uppmätta dygnsvariationsprofilerna skalades därför med medelvärdet för vart och ett av de 3–4 provtagna dygnen till lika många uppmätta variationsprofiler (med medelvärdet 1). Målet med kalibreringen var sedan att justera modellens parametervärden så att de modellerade variationsprofilerna blev så bra som möjligt.

7.2.2 Kalibreringssteg

Följande steg gjordes i tur och ordning för att anpassa resultaten från analyser till indatageneratorn för varje reningsverk. Arbetsgången liknar den som beskrivs i Alex (2024) där dock en utökad version av modellen i Langergraber et al. (2008) användes.

a) Specifikation av metadata

Denna information antogs vara känd även utan tillgång till 2-h proverna och inkluderar:

- Ett värde på *antal anslutna personer* vilket beskriver hur stort reningsverket är. I modellen ger detta i sin tur värden på parametrar som bestämmer formen på modellens variationskurvor.
- *Medelflödet och medelkoncentrationen* av respektive fraktion under torrvädersförhållanden.
- *Andelen infiltrationsvatten* vid torrvädersförhållanden. Denna parameter var endast känd för två av de sex provtagna reningsverken. I de fall där den var okänd användes modellens defaultvärde (0,2).

b) Variationsprofil för flöde

Variationsprofilen för flöde optimerades mot mätdata genom modifiering av de parametrar som beskriver max- och minflöde ($f_{Q,max}$; $f_{Q,min}$) i relation till medelflödet samt när under dygnet dessa extremvärden inträffar (t_{min} , t_{max}).

c) Variationsprofil för kväve

Variationsprofilen för kväve optimerades mot mätdata (TN/NH₄-N) genom modifiering av tre stycken parametrar som beskriver:

- den maximala kvävekoncentrationen i relation till medelkoncentrationen ($f_{N,max}$)
- minflödet av kväverikt urin i förhållande till medelflödet ($f_{min,U}$)
- förskjutningen av koncentrationsprofil i förhållande till flödesprofil (Δt_N).

d) Variationsprofil för COD

Variationsprofilen för COD optimerades mot mätdata (Total COD) genom att modifiera två stycken parametrar som beskriver:

- andelen infiltrationsvatten ($f_{Q,inf}$)
- förskjutningen av koncentrationsprofil i förhållande till flödesprofil (t_{plug}).

e) Variationsprofil för TP

Variationsprofilen för TP optimerades mot mätdata (TP/PO₄-P) genom att finjustera parametern som beskriver fosforkoncentrationen i kväverikt urin (TP_u).

7.2.3 Scenarier

Modellresultaten med enbart metadata (exempelvis antal personer) justerade antogs representera hur variationsprofilerna skulle se ut i de fall inga mätningar på 2 h-nivå hade funnits tillgängliga utan att man i stället hade behövt förlita sig till fullo på modellen. Detta scenario namnges i resultatavsnitten nedan som **S_default**. Notera att detta ger en unik flödes-/belastningsvariation till respektive reningsverk, baserat på dess metadata såsom antal anslutna personer, men att modellens parametrar inte justerats för att efterlikna uppmätta variationer. Detta gäller både för flödes- och belastningsvariationer.

I de flesta praktiska tillämpningar finns, även om en högupplöst provtagningskampanj inte genomförts, information om flödesdynamiken in till verket. Därför undersöktes ett scenario **S_flöde** där modellen endast kalibreras mot flödesdata.

I scenariot **S_2h_ind** följdes alla kalibreringssteg i a-e ovan för varje reningsverk individuellt.

I scenariot **S_2h_joint** följdes kalibreringssteg a-b individuellt för alla reningsverk utom Käppala. Sedan kalibrerades parametrarna i steg c-e för belastningsvariations-

kurvorna från verken gemensamt. Syftet med detta var att undersöka om det med mätresultaten går att ta fram en (1) parameteruppsättning som ger godtagbara resultat för TN, COD och TP på all reningsverken, även när det saknas högupplösta analyser. Käppalas dynamiska variationer avviker generellt mycket både från modellens defaultresultat och från de övriga studerade reningsverk vilket beror på att Käppala är betydligt större än övriga samt har ett stort tunnelsystem som jämnar ut och fördröjer inflödet.

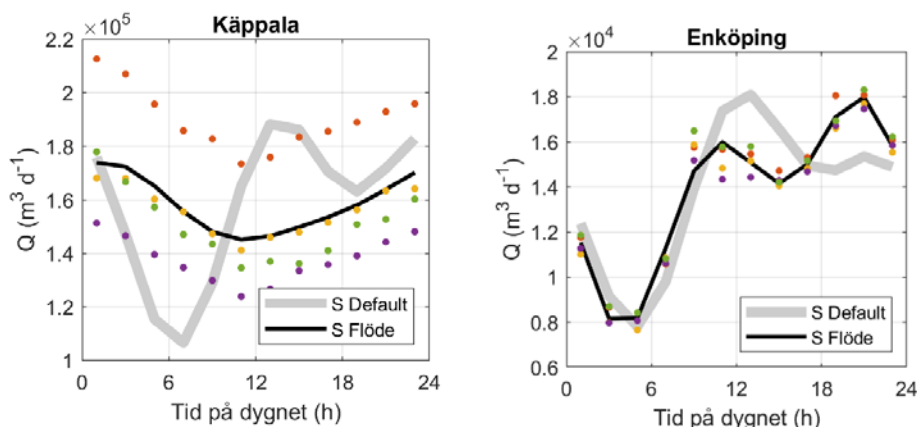
7.3 Resultat och diskussion

I detta avsnitt presenteras mätresultaten från provtagningen och jämförs kvalitativt med indatageneratorn för de olika scenarierna. Resultaten exemplifieras med delar av resultaten, samtliga dessa redovisas i Bilaga C. Insamlad mätdata på $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$ användes för att för att kalibrera variationsprofilerna för totalkväve och fosfor. Den använda modellen beräknar dock som utdata bara flöde, totalkväve, COD och fosfor och därför fokuserar diskussionen på dessa ämnen.

Samtliga använda och resulterande parametervärden redovisas i Bilaga C (Tabell C.1).

7.3.1 Flödesvariationsprofiler

De uppmätta flödesvariationskurvorna vid torrväder var annorlunda jämfört med modellens defaultscenario, se de gråa linjerna och punkter i Figur 7.1. Även utan kalibrering (S_Default) skiljer sig de två flödesvariationsprofilerna för Käppala och Enköping åt. Detta beror på att antalet anslutna personer är olika och detta är en parameter som enligt modellen påverkar variationen. Efter kalibrering kunde profilerna beskrivas bättre (Figur C.1, Bilaga C), vilket exemplifieras av de svarta linjerna i Figur 7.1 nedan.

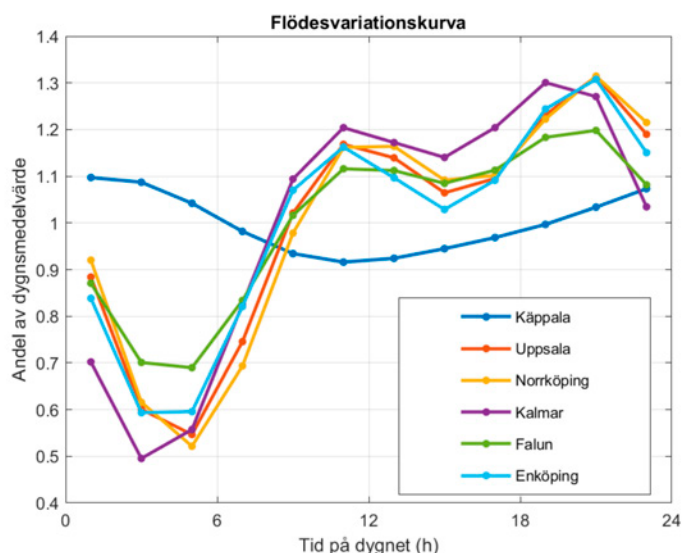


Figur 7.1

Flödesvariationsprofiler före (S_Default) och efter (S_Flöde) kalibrering av indatageneratorn mot fyra torrvädersdygn (punkter) på Käppala och Enköpings reningsverk. Se även Bilaga C (Figur C.1).

I Figur 7.2 visas modellerade flödesvariationskurvor för samtliga sex reningsverk efter kalibrering mot mätdata enligt (a)+(b) i Avsnitt 7.2.2. Med undantag av Käppala är profilerna relativt lika varandra med ett minflöde på natten (kl. 02–06) och en flödestopp på förmiddagen (kl. 10–12).

Intressant att notera är att i alla fallstudier utom Käppala så återfinns en andra flödestopp med dygnets maxflöde under kvällstid mellan kl. 18–22. I defaultmodellen är det alltid den första flödestoppen runt lunch som har det maximala flödet vilket också är fallet i de 21 österrikiska och tyska fallstudier som redovisas i Alex (2024). Det finns i nuläget ingen förklaring till denna skillnad jämfört med våra svenska fallstudier men det ska noteras att de två parametrar som kalibreras i modellen för maxflöde ($f_{Q,max}$, $t_{Q,max}$) avser den första toppen på förmiddagen.



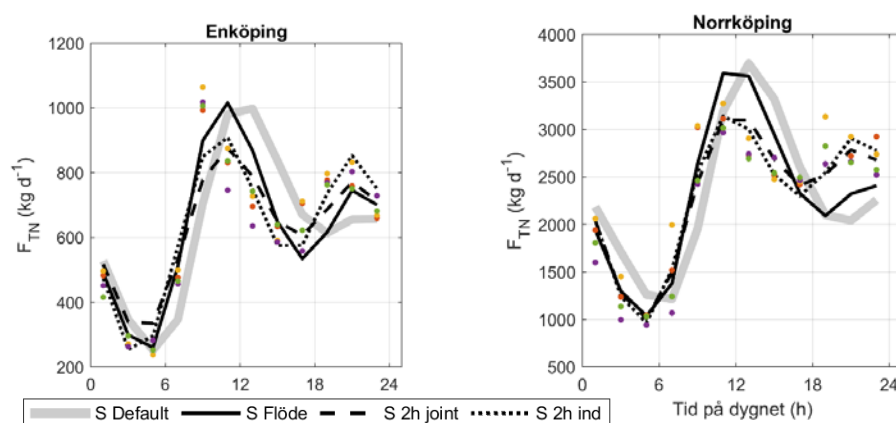
Figur 7.2

Flödesvariationsprofiler efter kalibrering av indatageneratorn mot 3-4 torrvädersdygn på de sex reningsverken.

7.3.2 Kvävevariationsprofiler

I Figur 7.3 visas uppmätt och modellerad kvävebelastning under torrväder på Enköpings och Norrköpings reningsverk. Resultat för samtliga sex reningsverk finns i Figur C.2 (Bilaga C).

Genom att jämföra modellresultaten där enbart metadata angivits (S_default, grå linje) med resultat där modellen är kalibrerad enbart för flöde (S_flöde, svart linje) ses att flödeskalibreringen överlag också ger en bättre modell för kvävebelastningen. Med tillgång till individuella 2 h-data (S_2h_ind, prickad linje) blir modellen dock ännu bättre. För totalkväve är skillnaden mellan S_2h_ind och att använda det parameterset som är framtaget genom kalibrering mot alla reningsverk samtidigt (S_2h_joint, streckad linje) inte jättestor. Detta betyder att i dessa fall, genom att kalibrera modellen mot flödesvariationer och använda de parametervärden som kalibrerats fram gemensamt för de fem reningsverken, kan en relativt bra beskrivning av kvävebelastningen även utan tillgång till högupplösta analysresultat fås.



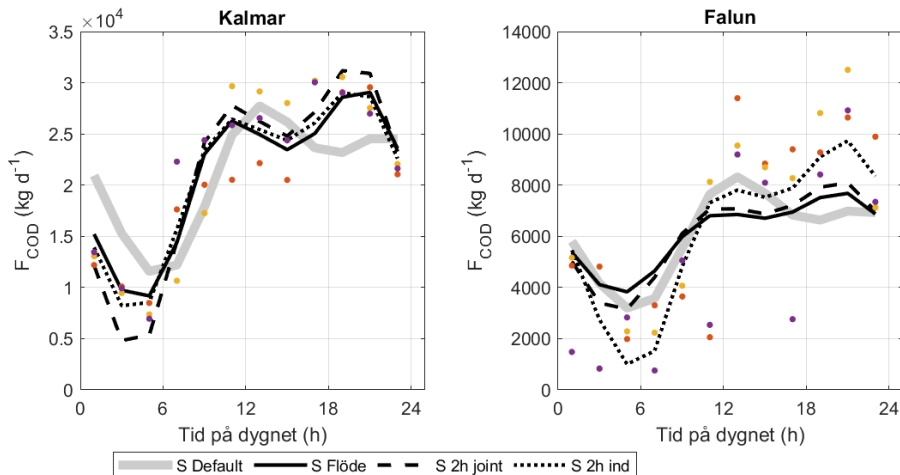
Figur 7.3

Uppmätta och modellerade variationsprofiler för kvävebelastningen på Enköpings och Norrköpings reningsverk. Se även Bilaga C (Figur C.2).

7.3.3 COD-variationsprofiler

De uppmätta variationsprofilerna för COD-belastning visas i Figur C.3 (Bilaga C). Även för COD ger modellen som är flödeskalibrerad (svart linje) bättre passning mot mätdata jämfört med defaultmodellen (grå linje). Figur 7.4 visar specifikt resultat från Kalmars och Faluns reningsverk. Intressant att notera i dessa figurer är utspädningen nattetid (kl. 00–06). I Kalmars fall överensstämmer defaultvärdet för andel infiltrationsvattnet (20 %) med det värde som fås när det kalibreras mot individuella COD-mätningar

(prickad linje). I den gemensamma parameteruppsättningen, som är framtagen genom kalibrering mot data från alla fem reningsverk, är dock värdet högre (36 %) och därför blir den modellerade COD-belastningen på natten för låg i denna modell (streckad linje). I Faluns fall är det tvärtom, flera låga uppmätta COD-belastningar på natten driver den individuellt kalibrerade modellen (prickad linje) mot en mycket högre andel infiltrationsvatten (63 %) jämfört med default- och det gemensamma värdet.

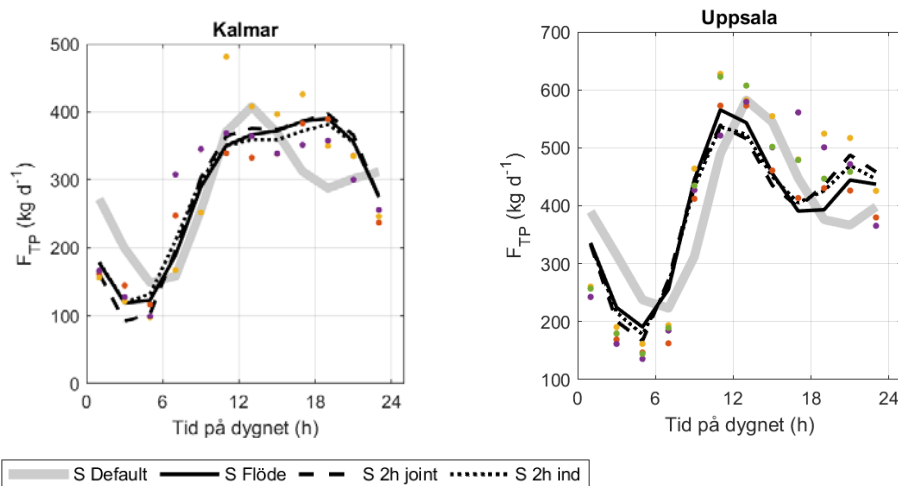


Figur 7.4.

Uppmätta och modellerade variationsprofiler för COD-belastningen på Kalmars och Faluns reningsverk. Se även Bilaga C (Figur C.3).

7.3.4 Fosforvariationsprofiler

Efter att modellen kalibrerats mot flödesdynamiken stämmer variationsprofilerna för fosforbelastningen (Figur C.4, Bilaga C) ganska väl jämfört med mätdata. Speciellt för Uppsala (se Figur 7.5) och Falun är det dock tydligt att fosforbelastningen sjunker för kraftigt under dagen i modellen. Det finns i nuläget ingen förklaring till detta.



Figur 7.5

Uppmätta och modellerade variationsprofiler för fosforbelastningen på Kalmars och Uppsalas reningsverk.

7.4 Slutsatser

- Den testade indatageneratorn (Langergraber et al., 2008) beskriver inte de uppmätta flödes- och belastningsvariationerna särskilt väl med enbart metadata och utan 2 h-mätningar.
- Det var relativt enkel att kalibrera torrvädersflödet mot mätdata.
- Genom att kalibrera modellen mot flödesdata fås en bättre beskrivning av belastningsvariationerna.
- Genom att kalibrera modellen, individuellt mot flödesdata, och använda en

parameteruppsättning för totalkväve, COD och totalfosfor baserad på kalibrering med alla mätningar från reningsverken (utom Käppala) fås också en relativt bra beskrivning av variationerna.

- Med en uppskattning av flödesvariationerna och dygnsmedelkoncentrationer för ett reningsverk där det saknas 2 h-provtagning (eller för ett framtida scenario) blir indatageneratorn praktiskt användbar då den potentiellt kan användas, med den gemensamma parameteruppsättningen, för att generera realistiska dynamiska COD-, totalkväve- och fosforvariationsprofiler. I projektet har detta verifierats för data från fem relativt lika fallstudier.

8 Slutsatser och framåtblick

Vi hoppas att denna rapport blir användbar för det svenska VA-branschen men en lättillgänglig beskrivning av analys- och beräkningsmetoder för karakterisering av inkommande avloppsvatten. Följande generella slutsatser kan dras från projektet:

- Vi rekommenderar **starkt** att man inför rutin för standardiserat benämningssystem för att beskriva vilken filterstorlek som använts vid filtrering på reningsverk i Sverige (enligt Sektion 2.2.4). Detta skulle underlätta jämförelser mellan olika reningsverk och utvärderings-/utredningsarbete.
- Vi kunde inte se anledning till att uppdatera befintliga litteraturvärden på specifik belastning av olika ämnen till avloppsreningsverk.
- En indatagenerator kunde inte användas enbart med standardvärden på parametrarna, men om flödesfördelningen är känd/uppskattad för initial kalibrering kunde ett gemensamt parameterset användas för att uppskatta belastningsvariationer för flera svenska reningsverk.
- Fraktionerna på svenska reningsverk varierar (ibland kraftigt), det går därför inte att definiera standardvärden för svenska förhållanden. Dessutom verkar andelen X_U generellt vara högre än i internationella studier. Användning av standardvärden i kommersiella simulatorer rekommenderas därför ej heller. Fraktionerna bör i stället analyseras för varje reningsverk, där omfattningen beror på applikationsområdet. Som en första ansats kan exempelvis BCOD uppskattas enligt Figur 6.7, men användaren bör vara medveten om osäkerheterna. De analyser som rekommenderas i denna rapport är inte svåra att genomföra och kostnaden är inte stor, de flesta reningsverk bör därför kunna utföra provtagning och analys enligt rekommendationerna i denna rapport.
- Metoder för att direkt kvantifiera och särskilja de olika organiskt bundna kväve- och fosforfraktionerna saknas i dagsläget, i stället behöver antaganden göras om N- och P-innehåll i COD-fraktionerna. Detta innebär osäkerheter, och för att minska dessa krävs kalibrering av en reningsverksmodell. Framtida forskning krävs för att hitta metoder för att direkt analysera dessa fraktioner.
- Säsongsberoende av de olika fraktionerna återstår att undersöka.

Referenser

- Ahnert M., Schalk T., Brückner H., Effenberger J., Kuehn V. och Krebs P. (2021). Organic matter parameters in WWTP – a critical review and recommendations for application in activated sludge modelling. *Water Science & Technology* **84**(9), 2093-2112.
- Alex J. (2024). Model-Based Construction of Wastewater Treatment Plant Influent Data for Simulation Studies. *Water* **16**(4), 564.
- Alizadeh S., Chwdhury P., Ghodsi V., Giaccherini F., Sarathy S., Santoro D. och Comeau Y. (2023). Physico-chemical characteristics and biodegradability of primary effluent and particulate matter removed by microscreens. *Water Environment Research* **95**(4), e10854.
- Arnell M., Ahlström M., Wärrf C., Miltell M. och Vahidi A. (2021). *Digitalisering av den svenska VA-branschen*. SVU-rapport 2021-21. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Bachis G., Maruéjols T., Tik S., Amerlinck Y., Melcer H., Nopens I., Lessard P. och Vanrolleghem P.A. (2015). *Water Science & Technology* **72**(12), 2251-2261.
- Borzoeei S., Simonetti M., Scibilia G. och Zanetti M.C. (2021). Critical evaluation of respirometric and physicochemical methods for characterisation of municipal wastewater during wet-weather events. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **9**, 105238.
- Chebbi G. och Gromaire M.-C. (2009). VICAS – An operating protocol to measure the distributions of suspended solid settling velocities within urban drainage samples. *Journal of Environmental Engineering* **135**(9), 768-775.
- Choi E.-H., Klapwijk B., Mels A. och Brouwer H. (2005). Evaluation of wastewater characterisation methods. *Water Science & Technology* **52**(10-11), 61-68.
- Corominas L., Rieger L., Takács I., Ekama G., Hauduc H., Vanrolleghem P.A., Oehmen A., Gernaey K., van Loosdrecht M.C.M. och Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science & Technology* **61**(4), 841-857.
- Direktiv 2024/3019. *Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2024/3019 av den 27 november 2024 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (omarbetning)*. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L_202403019
- Dynamita (u.å.). *Dynamita Wiki*. Åtkomst: 2025-01-22. URL: <http://wiki.dynamita.com:3000/en/home>
- Ekama G.A., Dold P.L. och Marais G.v.R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science & Technology* **18**(6), 91-114.
- Ekama G.A. och Wentzel M.C. (2004). A predictive model for the reactor inorganic suspended solids concentration in activated sludge systems. *Water Research* **38**, 4093-4106.
- Havs- och Vattenmyndigheten (2016). *Havs- och vattenmyndighetens allmänna råd (HVMFS 2016:17) om små avloppsanläggningar för hushållspvatten*. Stockholm: Havs och Vattenmyndigheten.
- Henze M., Grady C.P.L. Jr, Gujer W., Marais G.v.R. och Matsuo T. (1987). *Activated sludge model no. 1*. IAWPRC Scientific and technical report no. 1. London: IAWPRC.
- Henze M. (1992). Characterisation of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science & Technology* **25**(6), 1-15.
- Henze M., Harremoës P., la Cour Jansen J. och Arvin E. (2002). Wastewater

treatment: Biological and chemical processes. 3:e upplagan. Berlin: Springer Verlag.

Högstrand S., Wärff C., Svanström M. och Jönsson K. (2024). Dynamic process simulation for life cycle inventory data acquisition – Environmental assessment of biological and chemical phosphorus removal. *Journal of Cleaner Production* **479**, 144047.

Lahav O. och Morgan B.E. (2004). Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries – a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **79**(12), 1331-1341.

Langergraber G., Alex J., Weissenbacher N., Woerner D., Ahnert M., Frehmann T., Halft N., Hobus I., Plattes M., Spering V. och Winkler S. (2008). Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation. *Water Science & Technology* **57**(9), 1483–1486.

Lindblom E., Molin H. och Samuelsson O. (2023). *Resilient dimensionering av avloppsreningsverk – Osäkerhetsanalys och simulering med tillämpningar på aktivslamprocessen*. SVU-rapport 2023-1. Stockholm: Svenskt Vatten.

Lundin E. (2014). Modelling chemically enhanced primary settlers treating wastewater using particle settling velocity distribution. M.Sc. examensarbete. Uppsala: Uppsala universitet.

Mamais D., Jenkins D. och Pitt P. (1993). A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research* **27**(1), 195-197.

Melcer H., Dold P.L., Jones R.M., Bye C.M., Takacs I., Stensel H.D., Wilson A.W., Sun P. och Bury S. (2003). *Methods for wastewater characterisation in activated sludge modeling*. 99-WWF-3. Alexandria: Water Environment Federation och London: IWA Publishing

Moosbrugger R.E., Wentzel M.C., Ekama G.A. och Marais G.v.R. (1993). A 5 pH point titration method for determining the carbonate and SCFA weak acid/bases in anaerobic systems. *Water Science & Technology* **28**(2), 237-245.

Naturvårdsverket (2023). *Vägledning om Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse NFS 2016:6*. Stockholm: Naturvårdsverket.

NFS 2022:6. Ändring av Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2016:6) om rening och kontroll av avloppsvatten från tätbebyggelse.

Nobel P. (2015). *High-loaded activated sludge – Improvement of a solids retention time controlled system*. M.Sc. examensarbete. Lund: Lunds tekniska högskola.

Orhon D., Artan N. och Ates E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **61**(1), 73-80.

Ossianson E., Persson F., Bengtsson S., Cimbritz M. och Gustavsson D.J.I. (2023). Seasonal variations in acidogenic fermentation of filter primary sludge. *Water Research* **242**, 120181.

Rehnberg F. (2021). How is the composition of wastewater affected by variations in the environment? A characterisation of the organic matter, nitrogen and phosphorus in the influent wastewater at Rya wastewater treatment plant in Gothenburg. M.Sc. examensarbete. Göteborg: Chalmers tekniska högskola.

Polorigni C.L., Ikumi D.S. och Ekama G.A. (2021). Primary sedimentation modelling with characterized settling velocity groups. *Water Research* **189**, 116621.

Roeleveld P.J. och van Loosdrecht M.C.M. (2002). Experiences with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology* **45**(6), 77-87.

-
- Svenskt Vatten (2023). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt avlopp – en analys av investeringsbehov 2022-2040*. Rapport R2023-02. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Tebini S. (2020). Karakterisering av kommunalt avloppsvatten – Partikelstorleksfördelning och sammansättning av COD. M.Sc. examensarbete. Lund: Lunds tekniska högskola.
- van Nieuwenhuijzen A.F., van der Graaf J.H.J.M., Kampschreur M.J. och Mels A.R. (2004). *Water Science & Technology* **50**(12), 125-132.
- Vanrolleghem P.A., Insel G., Petersen B., Sin G., De Pauw D., Nopens I., Dovermann Huub, Weijers S. och Gernaey K. (2003). A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. *Proc. WEFTEC 2003*, 2003-10-11 – 2003-10-15, Los Angeles, Kalifornien, USA.
- Valverde-Pérez B., Johnson B., Wärrff C., Lumley D., Torfs E., Nopens I. och Townley L. (2021). *Digital Water – Operational digital twins in the urban water sector: case studies*. London: The International Water Association.
- Weijers S.R. (1999). On BOD-tests for the determination of biodegradable COD for calibrating activated sludge model no. 1. *Water Science & Technology* **39**(4), 177-184.
- Wentzel M.C., Mbewe A. och Ekama G.A. (1995). Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentration in municipal waste waters. *Water SA* **21**(2), 117-124.
- Wentzel M.C., Mbewe A., Lakay M.T. och Ekama G.A. (2000). Evaluation of a modified flocculation filtration method to determine wastewater readily biodegradable COD. WISA 2000 Biennial Conference, Sun City, Sydafrika, 28 maj – 1 juni 2000.
- Westin L. (2023). *Wastewater characterisation for design and modelling of primary settlers at municipal wastewater treatment plants*. M.Sc. examensarbete. Lund: Lunds tekniska högskola.
- Wärrff C. (2016). *Modellering av Klagshamns avloppsreningsverk för optimering av kväveavskiljning efter införande av rejektivattenbehandling*. M.Sc. examensarbete. Lund: Lunds tekniska högskola.
- Wärrff C. (2020). *Nykalibrering av dynamisk simuleringsmodell för Linköpings avloppsreningsverk 2020*. RISE Rapport, 2020-07-04.
- Wärrff C., Ahlström M. och Arnell M. (2020). *Processmodellering av avloppsreningsverk – Kunskapsspridning om ett kraftfullt verktyg för drift och design*. SVU-rapport 2020-3. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Wärrff C. och Arnell M. (2019). *Simuleringsmodell Stadskvarns avloppsreningsverk*. RISE Rapport, 2019-08-28, Bilaga 7 – Kalibrering och validering av modellen.
- Yang C., Barrott W., Busch A., Mehrotra A., Madden J. och Daigger G.T. (2019). How much data is required for a robust and reliable wastewater characterisation? *Water Science & Technology* **79**(12), 2298-2309.

Bilagor

Bilaga A Metod som använts vid karakterisering vid medverkande reningsverk

Flockning med ZnSO_4 och filtrering med filterporstorlek $0,45\ \mu\text{m}$

Utrustning

1. Glasbägare 250 ml
2. Magnetloppa
3. Magnetomrörare
4. Spruta
5. Sprutfilter med $0,45\ \mu\text{m}$ porstorlek (PES-membran)
6. ZnSO_4 i lösning
7. NaOH i lösning
8. Pipettutrustning

Förtvätt av spruta och filter

1. Diska ur sprutan ordentligt. Skölj den sedan med destillerat vatten.
2. Fyll sprutan med 10 ml destillerat vatten. Spruta detta genom sprutfiltret för att tvätta bort eventuella rester av COD som annars kan släppa från filtret.
3. Upprepa proceduren för varje nytt filter som används.

Metod

1. Tag ut 100 ml avloppsvattenprov och placera i bägare med magnetloppa, starta sedan omrörning.
2. Tillsätt 1 ml ZnSO_4 (lösning 100 g/l).
3. Justera pH till 10,5 ($\pm 0,1$) med natriumhydroxid (vid tidigare försök har det krävts tillsats av ca. 0,5-0,6 ml 2M NaOH).
4. Rör om med hög hastighet (ca 600 rpm) i 30 sekunder.
5. Stäng av omrörning och låt sedimentera i 15 minuter.
6. Sug upp 10 ml prov ur klarfasen med en spruta, filtrera sedan genom sprutfilter med porstorlek $0,45\ \mu\text{m}$.
7. Vid behov av mer prov, upprepa punkt 6 tills önskad volym filtrerats. Samma filter kan användas till dess att det mättats och det är svårt att trycka igenom vatten, byt sedan till ett nytt filter.
8. Analys av prov utförs på filtrerat vatten.

Metoden är linjärt skalbar: finns behov av mer vatten kan man öka provmängd och kemikalietillsats. E.g.: 200 ml prov => 2 ml ZnSO_4 ; 250 ml prov => 2,5 ml ZnSO_4 ; etc.

Vakuumfiltrering med filterporstorlek $1,2\ \mu\text{m}$

Utrustning

1. Utrustning för vakuumfiltrering
2. Glasfiberfilter med porstorlek $1,2\ \mu\text{m}$. Vi använder filter med diameter 55 mm (Whatman GF/C).

Förtvätt av filter

1. Uppskatta volym som ska filtreras för att få ut nödvändig filtrerad volym till BOD-test och kemiska analyser.
2. Beräkna antal filter som krävs genom $\text{antal filter} = V_{\text{tot,filtreras}} / V_{\text{filter}} \cdot V_{\text{filter}}$ är 40 ml (se metod nedan). Exempelvis om 1,5 liter vatten ska filtreras får vi $\text{antal filter} = 1500 / 40 = 38$ filter.
3. Placera ett filter i vakuumfiltreringsutrustning (med vakuum avstängt).
4. Fyll upp destillerat vatten så att det fyller filterytan och har ett djup på ca 1 cm.
5. Starta vakuum så att vattnet sugs igenom filtret och tvättar bort eventuella rester av kemikalier som kan släppa COD.
6. Placera i ett tråg eller liknande inför användning (de behöver inte torkas först).
7. Upprepa proceduren för alla filter som krävs. Enklast är att tvätta alla filter först så att de är klara att används, och sedan gå över till att börja filtrera prov enligt nedan.

Metod

1. Montera filterutrustning.
2. Se till att uppsamlingskärlet är rent.
3. Placera glasfiberfilter på filteranordningen.
4. Starta vakuumsug och tillsätt 40 ml välomblandat avloppsvattenprov till filteranordningen och filtrera.
5. När de 40 ml prov som tillsats har filtrerats och filtret är torrt, byt till nytt filter och upprepa proceduren.

BOD-test med OxiTop (BOD₁₋₁₀) (triplikatanalys)

OBS! För närvarande rekommenderas ej denna metod, använd istället analyser enligt standard SS-EN ISO 5815-1:2019.

Utrustning

1. Termostatskåp för OxiTop med omrörningsplatta
2. OxiTop flaskor (3 st)
3. OxiTop mät huvuden (3 st)
4. OxiTop magnetloppa (3 st)
5. OxiTop hållare för NaOH-pellets (3 st)
6. ATU-lösning (svart plastflaska från WTW)
7. NaOH-pellets (vit burk från WTW)
8. Akvariepump med luftarsten
9. Glasbägare/E-kolv med lämplig volym för prov (se metodbeskrivning för hur man bestämmer provvolym).
10. pH-mätare
11. pH-justeringskemikalier (svavelsyra/natriumhydroxid)

Metod

1. Starta termostatskåp för OxiTop.
2. Förbered 3 st OxiTop-flaskor genom att lägga i magnetloppa i varje flaska och märka varje flaska med tejp.
3. Uppskatta ungefärlig halt BOD₁₀ i provet och bestäm baserat på detta rätt volym prov som ska användas i varje flaska (enligt Tabell A.1). Detta kan uppskattas genom en COD-analys av provet samt användandet av historisk BOD₇/COD-kvot.
4. Förbered 3 st OxiTop mät huvuden:
 - a. Starta mät huvudet genom att trycka på knappen "M". (Tryck inte på "M" om mät huvudet redan är påslaget, då startas mätningen. Har du råkat göra detta håller du inne "M" i några sekunder och avbryter mätningen)

- b. Tryck på mittenknappen "←" för att komma till menyn. Tryck sedan på högerknappen ("◆") för att skrolla ned till "Duration" och tryck på "←". Se till att mätning är inställd på BOD₇, skrolla annars med högerknappen till BOD₇ och tryck sedan på "M" för att komma tillbaka till föregående meny.
- c. Skrolla i menyn till "Sample volume" och välj rätt volym som bestämts under punkt 3 ovan. Tryck sedan på "M" två gånger för att komma tillbaka till startpunkten.
5. Mät upp lite mer än 3 gånger vald volym prov i en bägare och placera denna på magnetomrörare och starta omrörning.
6. Se till att provets temperatur är mellan 15-21 °C, ex genom att värma bägare med prov i vattenbad.
7. Lufta vattnet i bägaren med en akvariepump i 5 minuter.
8. Mät pH i provvattnet och se till att pH är mellan 6,6-7,2, justera annars pH med svavelsyra eller natriumhydroxid (notera i så fall tillsatt volym).
9. Förbered tre bägare/E-kolvar och tillsätt rätt volym prov från det luftade och temperatur- och pH-justerade vattnet. **VIKTIGT** att volymen är korrekt samt att provet är väl omblandat så att mängden suspenderat material är representativt och lika i alla bägare/E-kolvar.
10. Tillsätt varje prov till en OxiTop-mätflaska.
11. Tillsätt ATU till varje prov, enligt Tabell A.1.
12. Placera hållaren för natriumhydroxidpellets (svart gummiaktig hållare som passar i flaskhalsen) i varje flaska. Placera sedan 2 st natriumhydroxidpellets i varje hållare. **VIKTIGT** att dessa inte kommer i kontakt med provet eller vatten, se till att hållaren är ren och att pellets inte tappas ned i provet.
13. Skruva fast mät huvud på varje flaska.
14. Starta mätning genom att trycka två gånger på "M". Displayen visar då "Autotemp", vilket innebär att OxiTopen avvaktar att temperaturen ska nå 20 °C innan den automatiskt startar loggning av syreförbrukningen. Placera sedan flaskorna i termostatskåpet i 10 d.
15. Efter färdig analys:
 - a. Läs av färdiga värden i displayen för BOD₁₋₇ och för över till analysprotokollet. Värden nås genom att väcka mät huvudet (trycka på valfri knapp) följt av att använda högerknappen ("◆") för att skrolla genom loggade värden.
 - b. När alla värden är överförda, skrolla igenom listan igen och säkerställ att allt är korrekt nedskrivet.
 - c. Nollställ mät huvudet genom att hålla inne "M" och godkänna att data raderas. Mät huvudet är då redo för nästa mätomgång.
 - d. Skölj ur flaskorna med vatten och gör rent med en diskborste/piprensare. Använd inte diskmedel. Skölj vid behov med utspädd saltsyra.

Tabell A.1

Instruktioner för volym prov till analys med OxiTop samt tillsats av ATU till BOD-flaskorna.

Uppskattat BOD-värde [mg/l]	Provmängd [ml]	Antal droppar ATU att tillsätta [st]
0 – 40	432	9
0 – 80	365	7
0 – 200	250	5
0 – 400	164	3
0 – 800	97	2
0 – 2000	43,5	1
0 – 4000	22,7	1

Respirometri

Utrustning

1. Vattenbad

-
2. Dränkbar magnetomrörare med magnetloppa
 3. E-kolv med plats för 500 ml vätska
 4. Respirometer
 5. Frigolit
 6. Fosfatbuffert (KH_2PO_4), 1 M
 7. Parafilm/alt. tejp

Metod

1. Starta vattenbad, sätt termostat på 20 °C. Placera magnetomrörare i vattenbadet.
2. Starta respirometer och kalibrera DO-sensorn (se separat dokument för kalibrering av sensorn).
3. Tillsätt 7,6 ml fosfatbuffertlösning i E-kolv.
4. Mät upp 500 ml avloppsvatten, häll detta i E-kolv med magnetloppa och justera pH till 7,5. Notera tillsatt volym för pH-justering (vid tidigare försök krävdes 2,5-3 ml 2M NaOH).
5. Placera sedan E-kolven i vattenbadet på magnetomröraren.
6. Placera luftarsten, DO-sensor och temperatursensor i E-kolven. Var noga med att DO-sensorn placerar strax under luftarstenen och gärna i motsatt hörn till varandra i E-kolven. Var även noga med att inte magnetloppan kan slå i DO-sensorn och förstöra membranet.
7. Starta omrörning (~600 RPM)
8. OM misstänkt låg löst COD-halt: tillsätt kolkälla (ättiksyra) till en halt av 100 mg COD/l.
9. Placera frigolitbitar på vattenytan för att minimera syreinträngning under försöket.
10. Starta respirometern och låt gå tills man kan notera ett skarpt fall i OUR (minst 4 timmar).
11. När testet är över, stoppa testet på displayen och för över data till ett USB-minne och maila till Christoffer.

Fempunktstitrering (duplikatanalys)

Utrustning

1. Konduktivitetsmätare
2. pH-mätare
3. Bägare, 250 mL
4. Mätcylinder, 100 mL
5. Titrator
6. HCl 0,05 M
7. Vattenbad (20 °C) (samma som används till respirometrin)

Metod

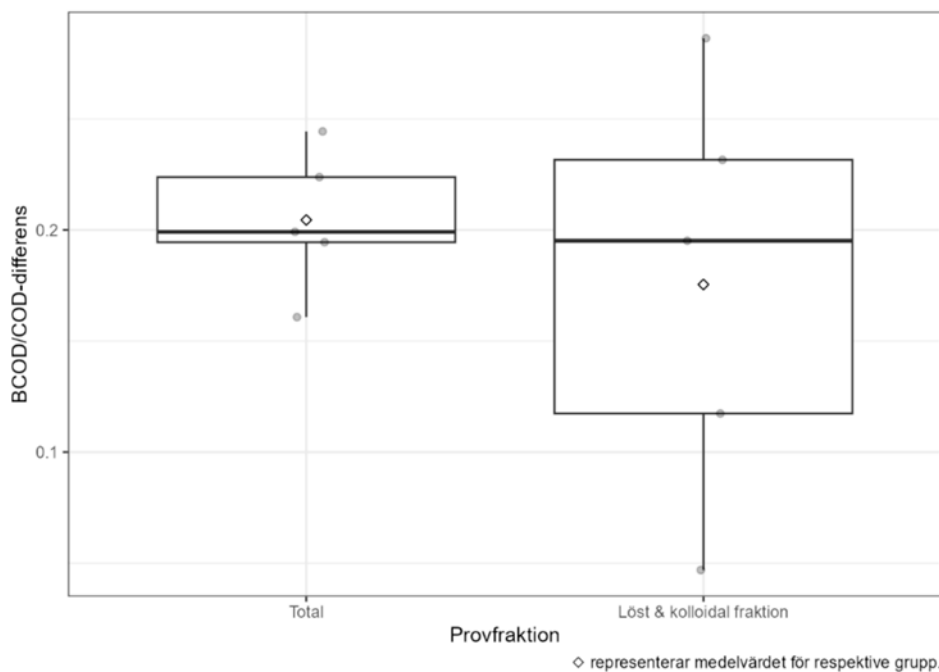
1. Mät upp 100 mL avloppsvatten och häll över i bägare med magnetloppa
2. Placera bägaren med provet i vattenbadet tills temperaturen når mellan 19 och 20 °C
3. Mät och notera provets konduktivitet.
4. Placera bägaren på magnetomrörare, starta omrörning (~400 RPM) och låt gå i 15 sekunder.
5. Stäng av omrörning, vänta 45 sekunder och notera sedan start-pH och temperatur.
6. Starta omrörning igen och börja titrera. Vid titrering, vänta 30 sekunder efter syratillsats för att pH ska stabiliseras. Stängs sedan av omrörning och vänta ytterligare 30 sekunder, för pH-stabilisering.
7. Titrera till pH = 6,7. Notera pH, syraåtgång samt temperatur.
8. Titrera till pH = 5,9. Notera pH, syraåtgång samt temperatur.
9. Titrera till pH = 5,2. Notera pH, syraåtgång samt temperatur.

-
10. Titrera till pH = 4,3. Notera pH, syraåtgång samt temperatur.
 11. Upprepa hela proceduren med nytt prov för duplikatanalys.

Det är inte kritiskt att pH är exakt det önskade värdet (i.e. 6,7; 5,9; etc.). Det är dock kritiskt att man **skriver ned det exakta värdet** (e.g. 6,75; 5,88; etc.). Vanligen åtgår ca 10 mL HCl per analys.

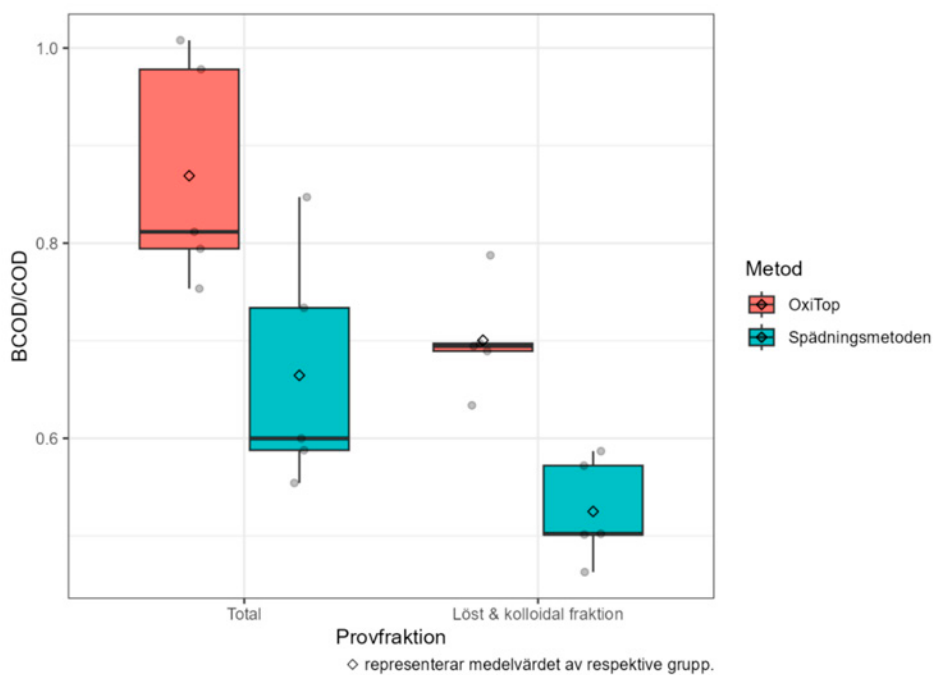
Bilaga B Resultat från jämförande BOD-analyser

Resultat från jämförelse mellan BOD-analyser med konventionell metod (spädningsmetoden) och med OxiTop, utfört på fem dygnsprov vid Käppalaverket.



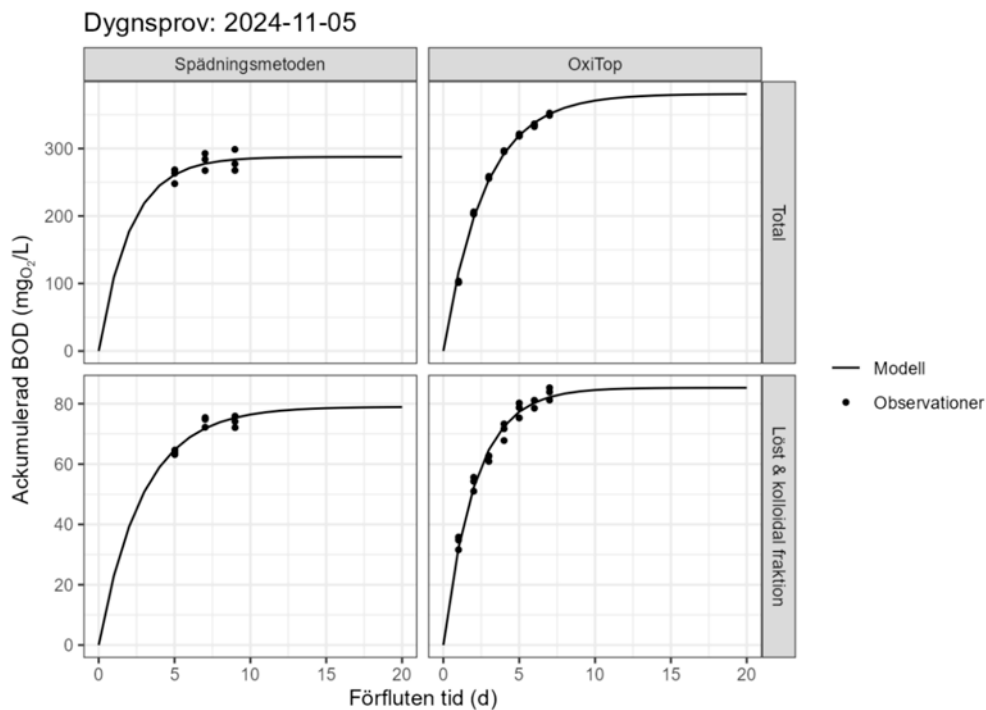
Figur B.1

Uppmätt differens mellan BOD beräknat från BOD-analys enligt konventionell metod och OxiTop, för ofiltrerat och filtrerat prov.

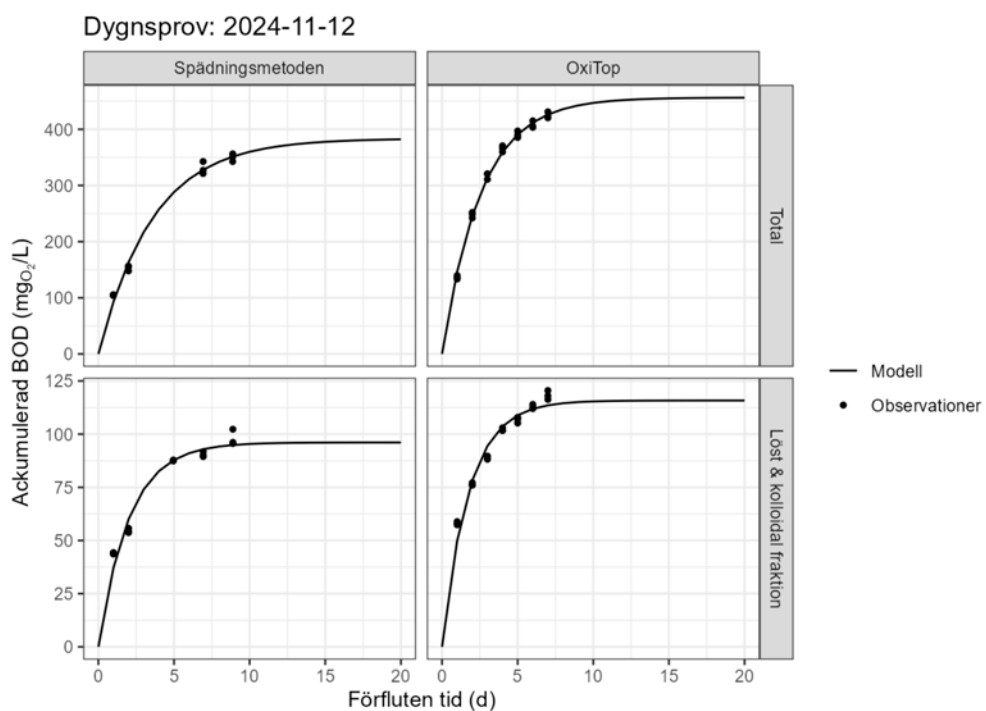


Figur B.2

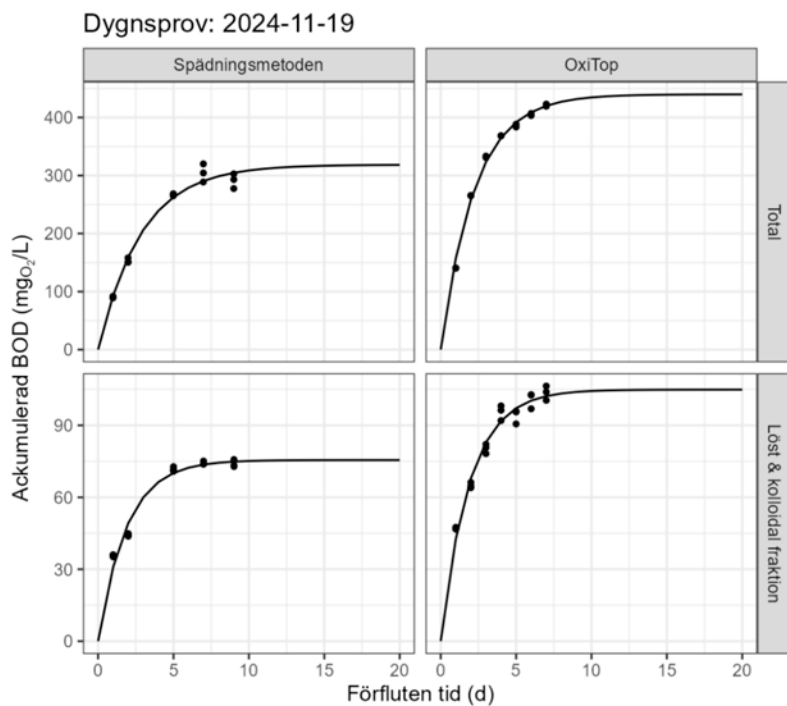
Uppmätt f_{BCOD} beräknat från BOD-analys enligt konventionell metod och OxiTop, för ofiltrerat och filtrerat prov.



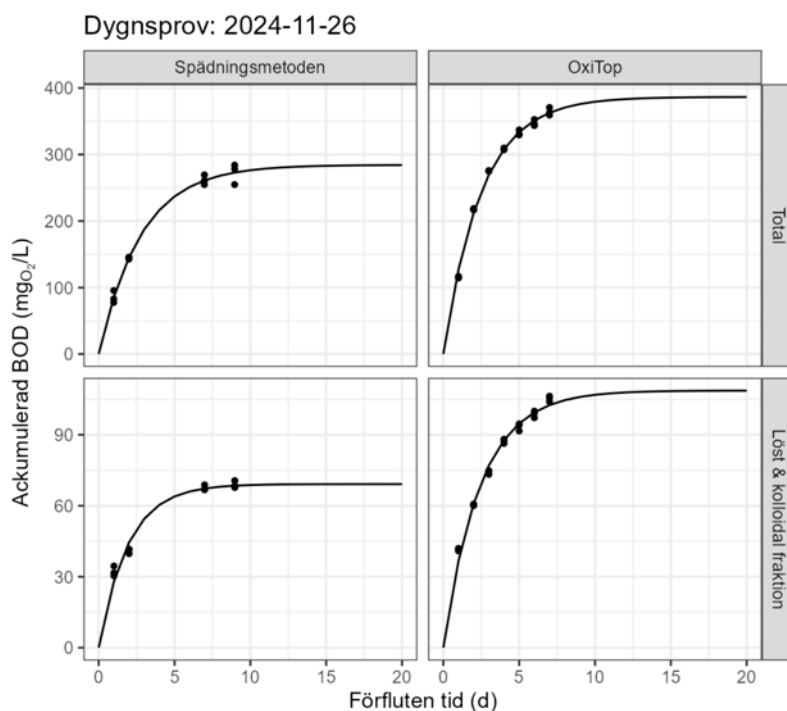
Figur B.3
Resultat och
kurvanpassning för de olika
BOD-analyserna, 2024-11-05.



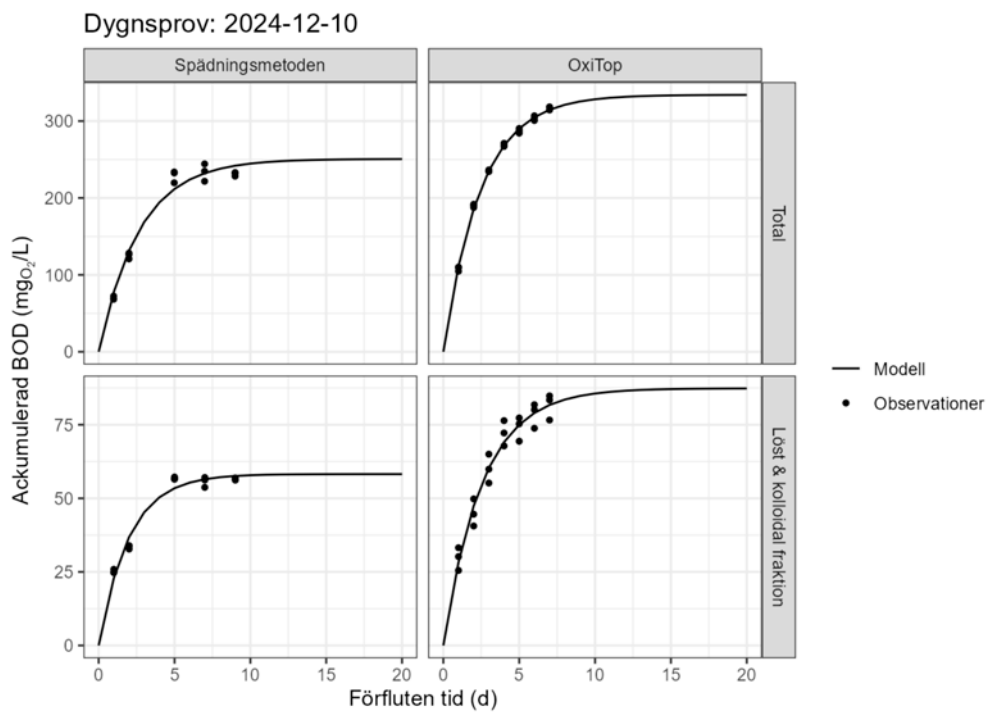
Figur B.4
Resultat och kurvanpassning
för de olika BOD-analyserna,
2024-11-12.



Figur B.5.
Resultat och
kurvanpassning för de olika
BOD-analyserna, 2024-11-19.



Figur B.6
Resultat och
kurvanpassning för de olika
BOD-analyserna, 2024-11-26.



Figur B.7
Resultat och
kurvanpassning för de olika
BOD-analyserna, 2024-12-10.

Bilaga C Resultat från provtagningskampanjen med belastningsvariationer

I Tabell C.1 på nästa sida redovisas alla parametervärden i indatageneratoren som avviker från de förinställda värdena. Värdena redovisas för vart och ett av de provtagna reningsverken och längst till höger i tabellen (5 RV) redovisas även de parametervärden som erhöles vid kalibrering mot alla reningsverk samtidigt (utom Käppala).

Under metadata anges de data som antagits vara kända även utan tillgång till resultat från 2 h-provtagningen. Dessa metadata, ihop med grundinställningar i indatageneratoren ger i sin tur upphov till de parametervärden som listas under *default*-kolumnerna.

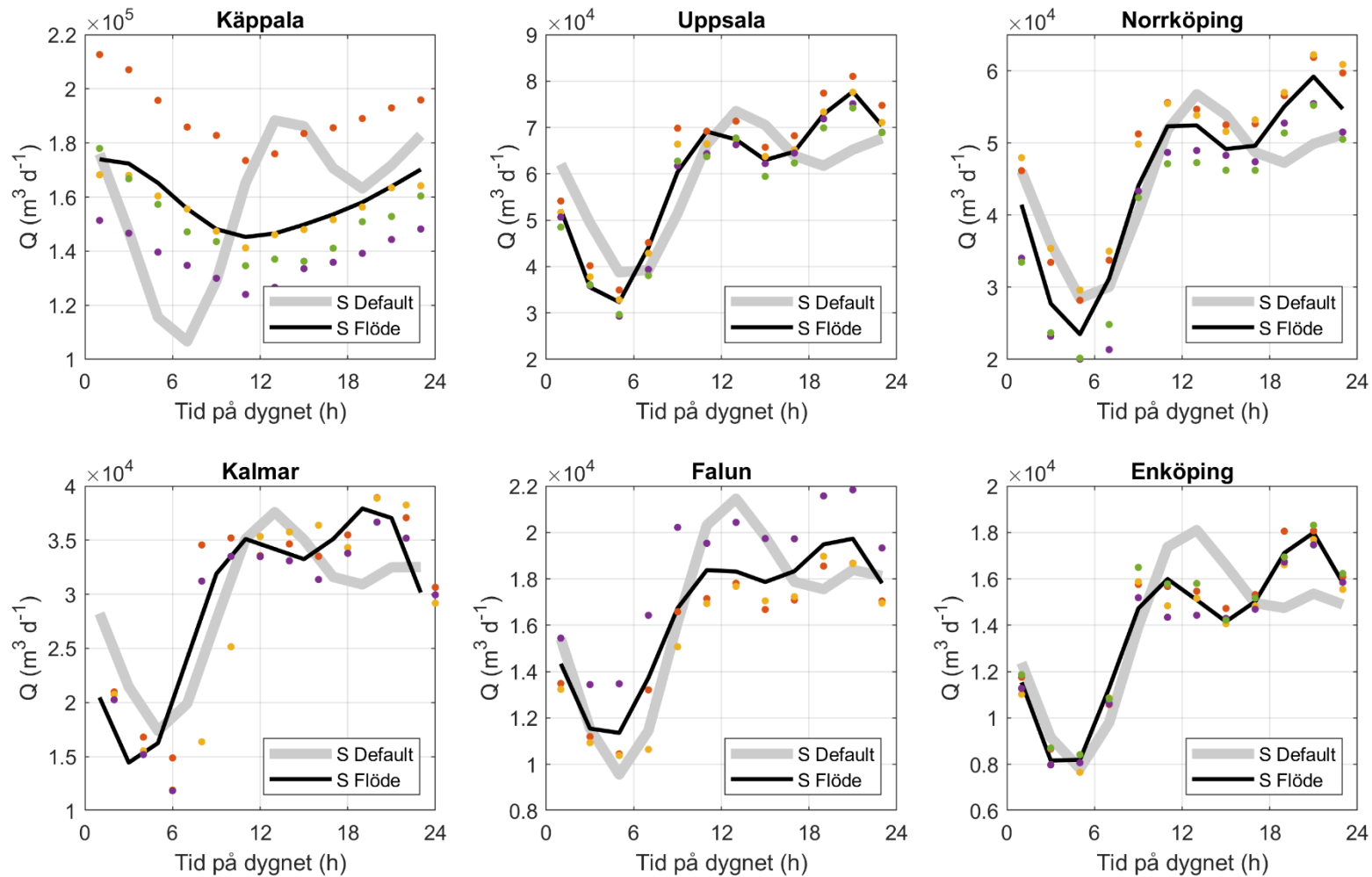
Under kolumnerna *S_2h_ind*-kolumnerna redovisas parametervärden som resulterat från kalibrering mot mätdata från respektive verk. Här kan man t.ex. se att den parameter som beskriver hur hög toppen i inkommande Tot-N-koncentration ($f_{N,max}$) är för alla reningsverk blir lägre än default-värdet (1.6). Genom att använda kalibrerade parametervärden fås därför en mer utjämnad inkommande kvävebelastning jämfört med om generatorns grundinställningar skulle användas.

Längst till höger redovisas värden som kalibrerats fram genom att använda individuell flödesdynamik från respektive reningsverk men med gemensam COD-, TN- och TP-dynamik från fem av de studerade reningsverken. Genom att ansätta dessa värden i indatageneratoren, ihop med metadata och en kalibrerad flödesprofil fås en relativt god överensstämmelse med de uppmätta profilerna för COD, TN och TP. Detta visas genom de streckade linjerna i Figur C.2, Figur C.3 och Figur C.4. Denna ansats kan potentiellt användas för tillfällen då 2 h-analyser saknas men då en dynamisk profil av COD, TN och TP behövs. Det skall dock noteras att parametervärdena måste användas med försiktighet då ingen riktig verifiering har gjorts inom projektet.

Parameter		Enhet	Käppala		Uppsala		Norrköping		Kalmar		Falun		Enköping		5 RV
Metadata															
Antalet anslutna		Antal	583 479		197 964		135 000		66 227		45 150		30 328		-
Medelflöde		m³ d ⁻¹	158 550		59 161		45 033		29 160		16 469		13 759		-
Dygnsmedelkoncentration COD		g m ⁻³	541		637		576		722		371		512		-
Dygnsmedelkoncentration TN		g m ⁻³	48,0		63,0		51,0		60,5		39,0		46,0		-
Dygnsmedelkoncentration TP		g m ⁻³	6,0		6,6		6,1		9,7		4,2		5,3		-
Kalibrerade parametrar															
Flöde:			Default	S_2h_ ind	Default	S_2h_ ind	Default	S_2h_ ind	Default	S_2h_ ind	Default	S_2h_ ind	Default	S_2h_ ind	S_2h_ joint
Formparameter för att beskriva minimiflöde, Q_min	f _{Q,min}	[-]	0,66	0,91	0,62	0,52	0,61	0,51	0,59	0,47	0,57	0,67	0,56	0,55	-
Tidpunkt då minimumflöde sker	t _{min}	[h]	0,25	0,45	0,23	0,16	0,22	0,17	0,20	0,13	0,19	0,15	0,18	0,14	-
Formparameter för att beskriva maximiflöde, Q_max	f _{Q,max}	[-]	1,21	1,10	1,25	1,18	1,27	1,19	1,30	1,14	1,31	1,13	1,33	1,17	-
Tidpunkt då maximiflöde sker	t _{max}	[h]	0,55	0,04	0,53	0,46	0,53	0,48	0,51	0,60	0,51	0,47	0,50	0,43	-
Totalkväve															
Kvot mellan C_TKN,max/C_TKN,mean	f _{N,max}	[-]	1,60	1,14	1,60	1,40	1,60	1,38	1,60	1,30	1,60	1,46	1,60	1,47	1,40
Fraktion av minimum urinflöde relativt medelurinflöde	f _{min,U}	[-]	0,58	0,77	0,49	0,65	0,45	0,52	0,39	0,47	0,35	0,67	0,32	0,41	0,59
Parameter för att beskriva skifte för TKN-minimum och maximum	ΔtN	[h]	0,02	0,24	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,02	0,01	0,03	0,02	0,00
COD															
Fraktion av infiltrationsvatten relativt totalt flöde	f _{Qinf}	[-]	0,45	0,47	0,20	0,35	0,25	0,34	0,20	0,21	0,20	0,63	0,20	0,41	0,36
Parameter för att beskriva skifte i koncentrationsprofil	t _{plug}	[h]	0,08	0,00	0,06	0,03	0,06	0,02	0,05	0,02	0,05	0,05	0,04	0,00	0,01
Totalfosfor:															
Fosforhalt i urin	TPu	[g m ⁻³]	30	47	30	43	30	36	30	52	30	43	30	43	44

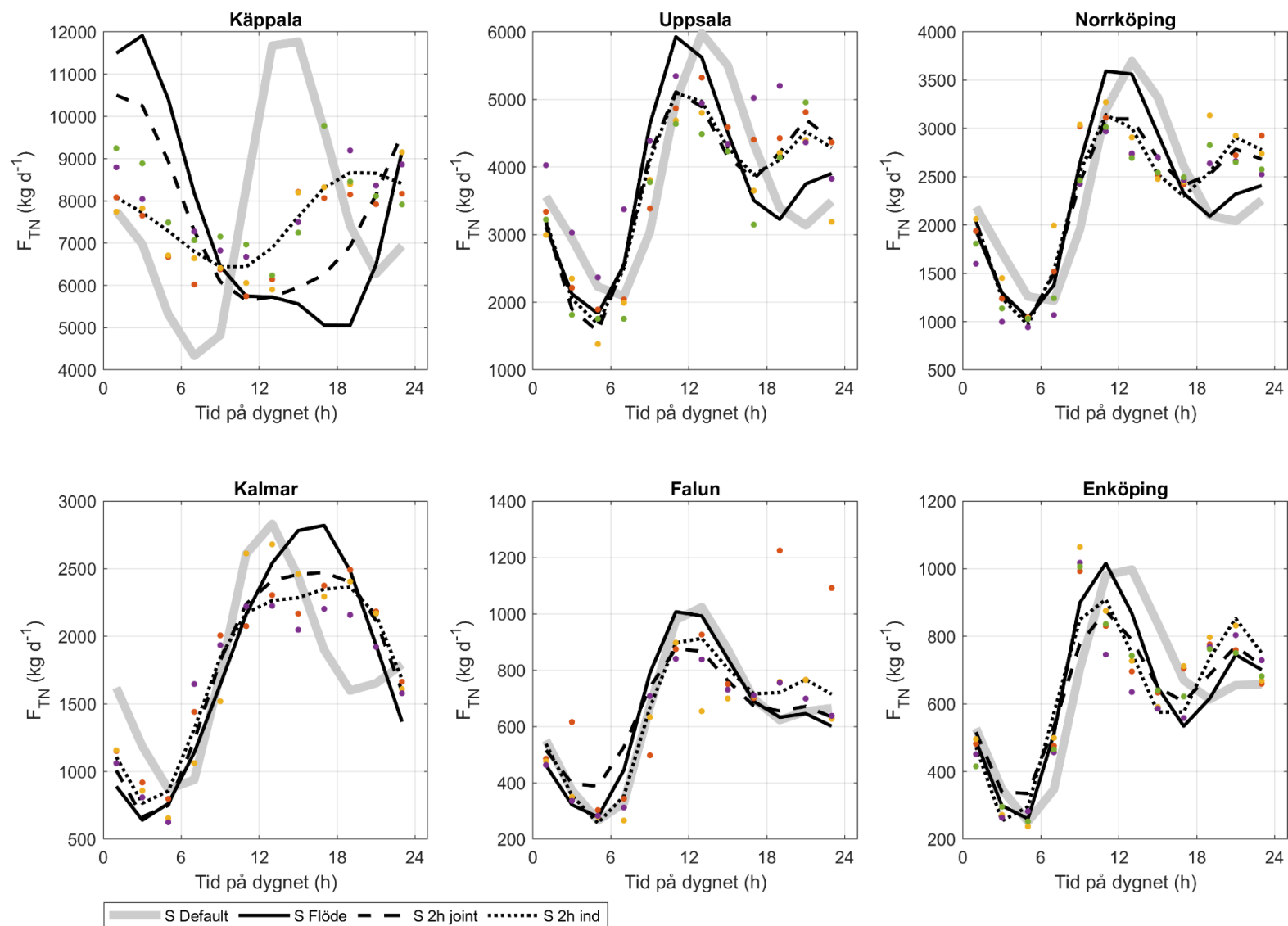
Tabell C.1

Använda och resulterande parametervärden för indatageneratorn. Alla värden som avviker från grundinställningarna redovisas.



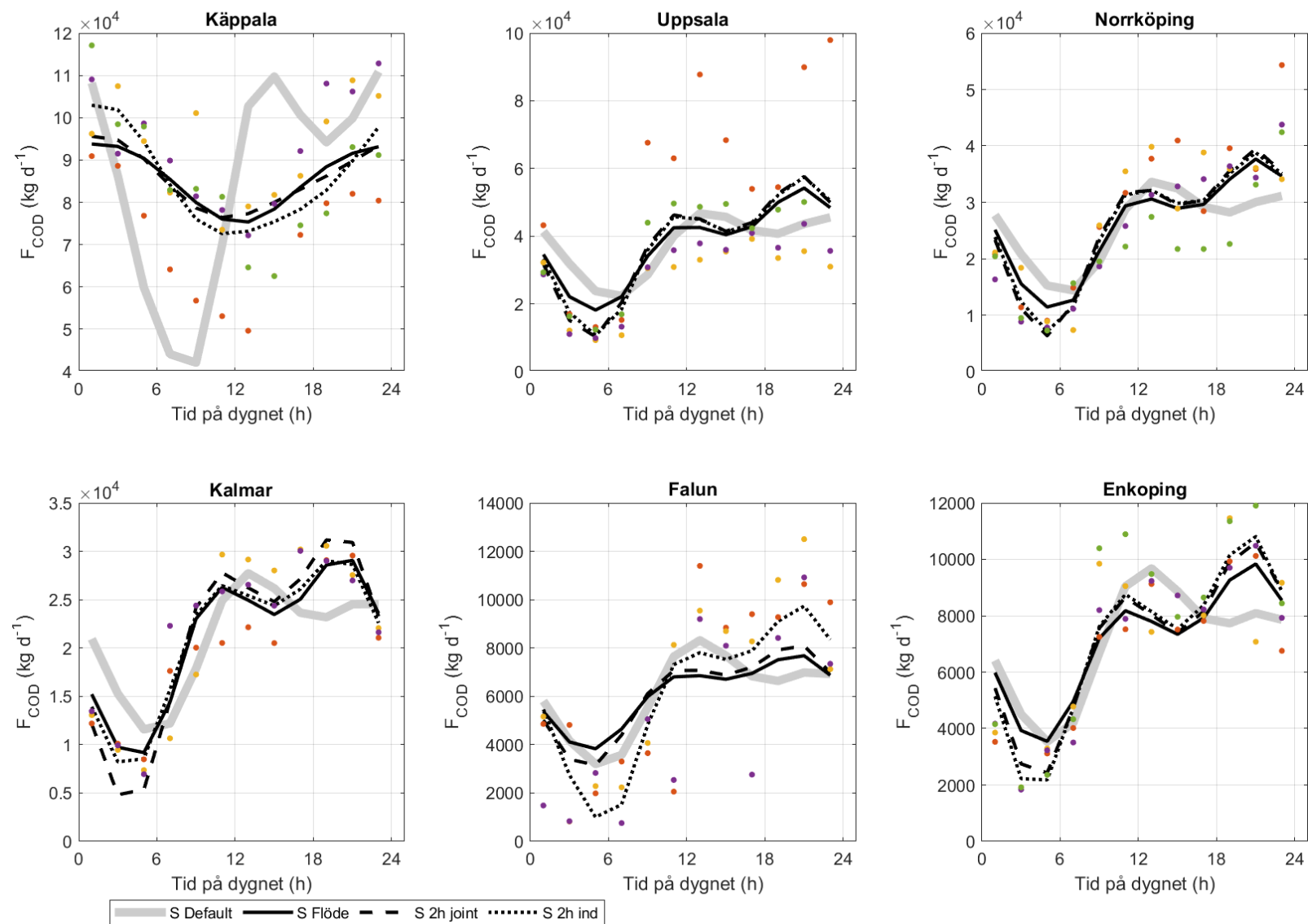
Figur C.1

Modellerat flöde ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) före (S_Default) och efter (S_Flöde) kalibrering av indatageneratorn mot 3-4 torrvädersdygn (punkter) på de sex reningsverken.



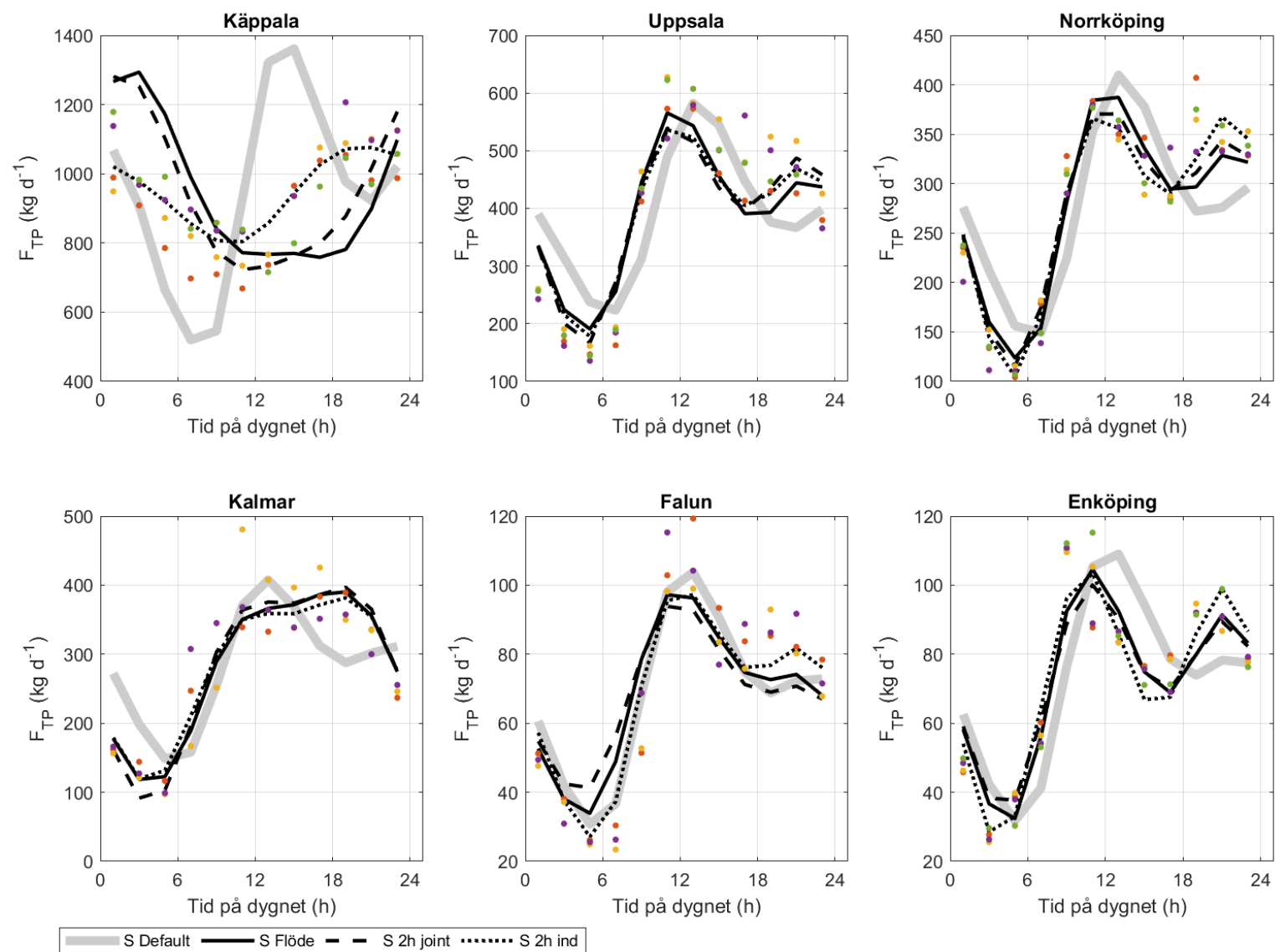
Figur C.2

Uppmätta (punkter) och modellerade variationsprofiler för kvävebelastningen (kg d^{-1}) på de sex reningsverken.



Figur C.3

Uppmätta (punkter) och modellerade variationsprofiler för CODbelastningen (kg d^{-1}) på de sex reningsverken.



Figur C.4

Uppmätta (punkter) och modellerade variationsprofiler för fosforbelastningen (kg d^{-1}) på de sex reningsverken.

Bilaga D Uppmätta fraktioner vid karakterisering av avloppsvatten vid medverkande reningsverk

	Eskilstuna	Enköping	Falun	Syväb	Kalmar	Uppsala	Källby	Käppala	Sjölunda	Norrköping	Öresundsverket	Klagshamn	Södra Sandby
f_{SU}	0,03	0,07	0,10	0,05	0,04	0,05	0,04	0,04	0,07	0,04	0,04	0,07	0,10
f_{SB}	0,06	0,21	0,06	0,06	0,23	0,16	0,11	0,16	0,23	0,13	0,10	0,09	0,07
f_{SVFA}	0,05		0,06	0,05	0,13	0,10	0,06	0,01	0,11	0,09	0,05	0,06	0,07
f_{SF}	0,01		0,00	0,01	0,10	0,06	0,06	0,15	0,12	0,04	0,05	0,03	0,01
f_{CB}	0,03	0,00	0,02	0,05	0,00	0,01	0,03	0,01	0,00	0,04	0,01	0,00	0,06
f_{CU}	0,03	0,17	0,10	0,03	0,05	0,02	0,08	0,06	0,06	0,00	0,08	0,04	0,01
f_{XOHO}	0,20	0,07	0,07	0,08	0,07	0,04	0,08	0,06	0,02	0,05	0,07	0,06	0,05
f_{XB}	0,38	0,24	0,25	0,30	0,34	0,29	0,34	0,37	0,20	0,49	0,32	0,21	0,22
f_{XU}	0,24	0,25	0,41	0,42	0,27	0,42	0,31	0,30	0,42	0,25	0,38	0,52	0,49
f_{BCOD}	0,66	0,52	0,39	0,49	0,64	0,50	0,55	0,59	0,45	0,70	0,50	0,36	0,4

Tabell D.1

Uppmätta COD-fraktioner.

	Eskilstuna	Enköping	Falun	Syväb	Kalmar	Uppsala	Källby	Käppala	Sjölunda	Norrköping	Öresundsverket	Klagshamn	Södra Sandby
f_{SNHx}	0,66	0,91	0,68	0,66	0,69	0,64	0,69	0,75	0,64	0,76	0,57	0,64	0,57
f_{SN02}	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
f_{SN03}	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,04
$f_{\text{N,SU}}$	0,01	0,00	0,04	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,00	0,01	0,02	0,03	0,07
$f_{\text{N,SF}}$	0,02	0,01	0,06	0,03	0,00	0,03	0,09	0	0,01	0,00		0,01	0,01
$f_{\text{N,XB}}$	0,10	0,01	0,13	0,12	0,13	0,20		0,109	0,16	0,15		0,16	0,21
$f_{\text{N,XU}}$	0,03	0,00	0,04	0,00	0,03	0,05	0,04	0,035	0,05	0,03	0,05	0,05	0,05
$f_{\text{N,XOHO}}$	0,17	0,05	0,05	0,06	0,06	0,04	0,06	0,047	0,02	0,04	0,07	0,05	0,03
$f_{\text{N,CU}}$	0,02	0,07	0,03	0,05	0,07	0,06	0,01	0,008	0,01	0,00	0,01	0,09	0,01
$f_{\text{N,CB}}$	0,02	0,00	0,01	0,08	0,00	0,03	0,00	0,001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07
$i_{\text{N,SU}}$	0,01	0,00	0,05	0,02	0,03	0,02	0,05	0,02	0,00	0,02	0,04	0,05	0,07
$i_{\text{N,SF}}$	2,13	0,01		0,00	0,00	0,03	0,17	0,00	0,01	0,00		0,01	0,05
$i_{\text{N,XB}}$	0,02	0,01	0,05	0,04	0,03	0,06		0,02	0,07	0,03		0,09	0,39
$i_{\text{N,XU}}$	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
$i_{\text{N,XOHO}}$	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
$i_{\text{N,CU}}$	0,06	0,04	0,04	0,18	0,12	0,18	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,19	0,09
$i_{\text{N,CB}}$	0,06	0,04	0,04	0,18	0,12	0,18	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,19	0,09
$\text{TN}_{\text{fel},\%}$	-2,7 %	-5,2 %	-3,7 %	-3,5 %	-0,4 %	1,2 %		4,1 %	9,2 %	-0,5 %		-2,9 %	-5,4 %

Tabell D.2

Uppmätta kvävefraktioner.

	Eskilstuna	Enköping	Falun	Syväb	Kalmar	Uppsala	Källby	Käppala	Sjölunda	Norrköping	Öresundsverket	Klagshamn	Södra Sandby
f_{SP04}	0,202	0,645	0,384	0,388	0,361	0,497	0,533	0,488	0,502	0,472	0,308	0,506	0,365
$f_{\text{P,SU}}$	0,001	0,006	0,021	0,004	0,002	0,003		0,007	0,011	0,008		0,022	0,009
$f_{\text{P,SF}}$	0,004	0,007	0,000	0,036	0,019	0,160		0,006	0,001	0,127		0,000	0,000
$f_{\text{P,XB}}$	0,500	0,095	0,408	0,413	0,488	0,299		0,349	0,368	0,311		0,288	0,405
$f_{\text{P,XU}}$	0,017	0,022	0,034	0,031	0,022	0,041	0,026	0,031	0,043	0,027	0,036	0,048	0,035
$f_{\text{P,XOHO}}$	0,275	0,112	0,105	0,125	0,109	0,079	0,127	0,119	0,048	0,087	0,139	0,117	0,072
$f_{\text{P,CU}}$	0,004	0,112	0,042	0,021	0,008	0,009	0,064	0,033	0,041	0,000	0,015	0,033	0,015
$f_{\text{P,CB}}$	0,004	0,000	0,012	0,014	0,000	0,006	0,022	0,005	0,000	0,003	0,002	0,000	0,137
$i_{\text{P,SU}}$	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001	0,001		0,002	0,002	0,002		0,004	0,001
$i_{\text{P,SF}}$	0,030	0,000		0,079	0,002	0,021		0,000	0,000	0,045		0,000	0,000
$i_{\text{P,XB}}$	0,020	0,007	0,022	0,019	0,017	0,010		0,009	0,018	0,008		0,017	0,137
$i_{\text{P,XU}}$	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
$i_{\text{P,XOHO}}$	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020
$i_{\text{P,CU}}$	0,002	0,008	0,005	0,010	0,002	0,005	0,010	0,005	0,007	0,001	0,002	0,008	0,027
$i_{\text{P,CB}}$	0,002	0,008	0,005	0,004	0,002	0,005	0,010	0,005	0,007	0,001	0,002	0,008	0,027
$TP_{\text{fel},\%}$	-1,3 %	0,0 %	-0,7 %	-3,2 %	-0,9 %	-0,1 %		-3,8 %	-1,4 %	-3,6 %		-0,2 %	-3,9 %

Tabell D.3

Uppmätta fosforfraktioner.

	Eskilstuna	Enköping	Falun	Syväb	Kalmar	Uppsala	Källby	Käppala	Sjölunda	Norrköping	Öresundsverket	Klagshamn	Södra Sandby
$f_{VSS/TSS}$		0,84		0,80	0,83	0,86	0,81	0,86	0,78	0,89	0,83		
$f_{ISS/TSS}$		0,16		0,20	0,17	0,14	0,19	0,14	0,22	0,11	0,17		
$VSS_{fel,beräknad}$		-1,7 %		0,0 %	0,0 %	1,1 %	-0,8 %	0,3 %	-0,7 %	0,2 %	-0,2 %		
$TSS_{fel,beräknad}$		-1,5 %		0,0 %	0,0 %	0,5 %	0,8 %	0,5 %	-0,3 %	0,2 %	0,2 %		
$i_{COD,VSS,XB}$		0,8		2	1,63	2	1,5	2,3	2,2	1,85	1,85		
$i_{COD,VSS,XU}$		1,45		1,5	1,47	1,5	1,56	1,3	1,8	1,4	1,48		

Tabell D.4

Uppmätta TSS-fraktioner.

Bilaga E Resultat från simuleringar för uppskattning av VSS-innehåll i X_U

För att utvärdera antagandet om att $i_{\text{COD,VSS},X_U}$ kan sättas lika med COD/VSS-kvoten för bioslam utfördes ett antal simuleringar. Samma typverk som presenterades i Kapitel 7 användes (se Figur E.1). Vid scenarierna har följande parametrar varierats:

1. Avskiljningsgrad av TSS i försedimentering har ansatts till 60 % (motsvarande sedimentering utan fällning) och en högre avskiljningsgrad på 75 %, motsvarande vid förfällning.
2. $i_{\text{COD,VSS},X_U}$ har varierats mellan 1,3–1,5 g COD/g VSS.
3. Slamåldern har varierats mellan 5 och 20 d.
4. COD-fraktionerna har varierats enligt tre av de reningsverk som medverkande i projektet:
 - a. Ett med låg andel X_U (25 %).
 - b. Ett med medelhög andel X_U (31%).
 - c. Ett med hög andel X_U (52%).

Figur E.1
Exempelreningsverk
uppställt i Sumo.

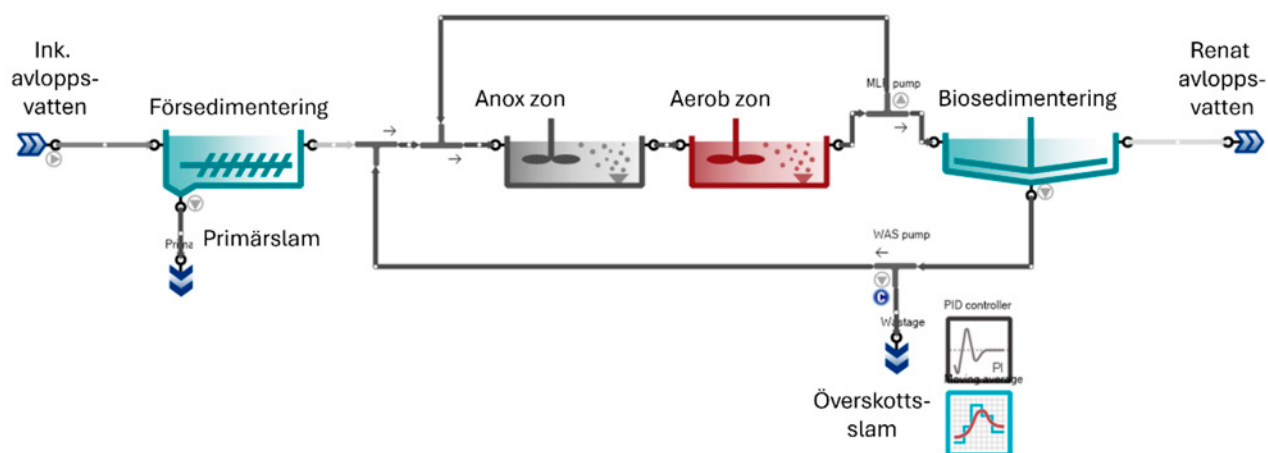
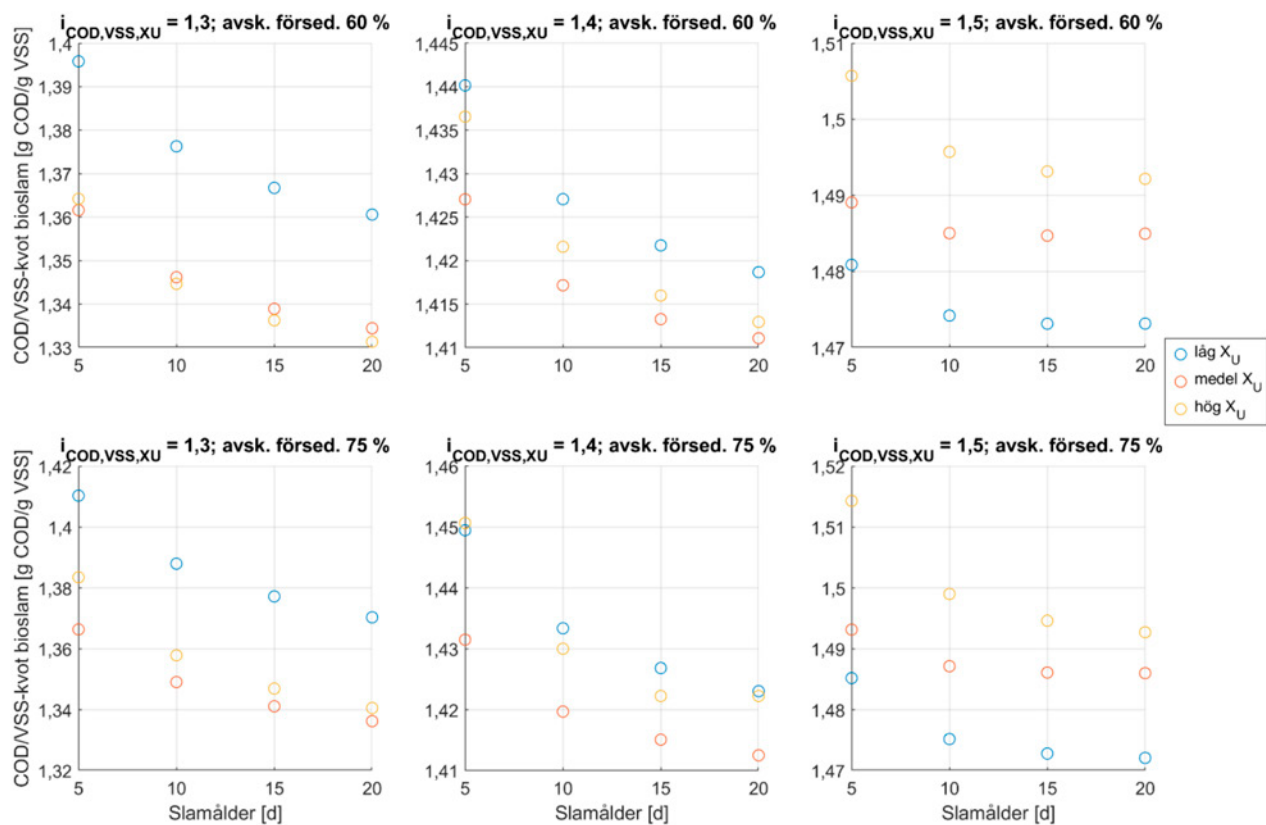


Figure E.2 visar resultat från simulering av COD/VSS-kvot i bioslam vid de olika scenarierna. För de flesta fall där slamåldern > 10 d och $f_{X_U} \geq 0,31$ ger antagandet om att kvoten i bioslammet är samma som för X_U goda resultat. Avvikelsen blir större ju lägre slamåldern är, ju mer TSS som avskiljs i försedimenteringen och ju lägre andelen X_U är. Överlag bör därför metoden användas endast som en grov första uppskattning, där $i_{\text{COD,VSS},X_U}$ sedan finjusteras vid modellkalibrering.



Figur E.2

COD/VSS-kvot i bioslam vid olika simulerade scenarier.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se