
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2023-1

Resilient dimensionering av avloppsreningsverk

Osäkerhetsanalys och simulering med
tillämpningar på aktivslamprocessen

Erik U. Lindblom

Hanna Molin

Oscar Samuelsson

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, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL Resilient dimensionering av avloppsreningsverk. Osäkerhetsanalys och simulering med tillämpningar på aktivslamprocessen

TITLE OF THE REPORT Resilient dimensioning of wastewater treatment plants. Uncertainty analysis and simulation with applications to the activated sludge process

FÖRFATTARE Erik U. Lindblom och Hanna Molin, IVL Svenska Miljöinstitutet/Lunds universitet, Oscar Samuelsson, IVL Svenska Miljöinstitutet/Uppsala universitet

RAPPORTNUMMER 2023-1

ANTAL SIDOR 75

SAMMANDRAG I Sverige saknas det formella riktlinjer för hur avloppsreningsverk ska dimensioneras. Det är inte ovanligt att verken dimensioneras utifrån erfarenhet och tumregler utan att det preciseras vilka osäkerheter som har hanterats. Projektet visar att flera svagheter med traditionell dimensionering skulle kunna vägas upp genom ökad användning av osäkerhetsanalys och processsimulering.

SUMMARY Wastewater treatment plants are commonly dimensioned based on rules of thumb and expert knowledge without a clear specification of how uncertainties have been handled. The impact of the different assumptions can be quantified with uncertainty and sensitivity analysis. Weaknesses with traditional design methodology can potentially be mitigated by an increased use of simulation.

SÖKORD Riktlinje, dimensioneringsstandard, känslighetsanalys, modellering

KEYWORDS Guideline, dimensioning standard, sensitivity analysis, modelling

MÅLGRUPPER Konsulter, leverantörer, forskare, VA-organisationer, myndigheter

RAPPORT Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/>

UTGIVNINGÅR 2022

UTGIVARE © Svenskt Vatten AB

REFERENS Lindblom E. U., Molin H. och Samuelsson O. (2022). Resilient dimensionering av avloppsreningsverk. Osäkerhetsanalys och simulering med tillämpningar på aktivslamprocessen. SVU-rapport 2023-1. Stockholm, Svenskt Vatten.

RAPPORTNUMMER IVL B2458

Om projektet

PROJEKTNUMMER 20-105

PROJEKTETS NAMN Osäkerhetsanalys och simulering för resilient dimensionering av reningsverk

PROJEKTETS FINANSIERING Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm Vatten och Avfall, Uppsala Vatten och Avfall

Förord

I Sverige är det inte ovanligt att reningsverk dimensioneras utifrån tumregler baserade på, ibland subjektiv, expertkunskap utan att det preciseras hur och vilka osäkerheter som hanterats. Design och dimensionering blir som den brukar eller erfarenhetsmässig vilket inte är en garanterad framgångsfaktor för framtidens reningsverk med skärpta utsläppsvillkor och krav på resurseffektivitet.

I denna rapport redovisas det arbete som utförts i OSAR-projektet (Osäkerhetsanalys och simulering för resilient dimensionering av reningsverk) 2020–2022. Vårt syfte med rapporten är att den ska öka kunskapen och framförallt medvetenheten om osäkerheter och antaganden vid praktisk dimensionering av reningsverk. I förlängningen hoppas vi detta leder till att antagandena blir mer välgrundade och dokumenterade, gärna med hjälp av de metoder som presenteras i rapporten, och att detta i sin tur leder till effektivare reningsverk.

I projektet studerades främst den biologiska reningsprocessen med suspenderad biomassa och traditionell kväverening med nitrifikation/denitrifikation och normala utsläppskrav för dagens större svenska reningsverk. Resultaten och slutsatserna från projektet är dock oftast mer generella och kan tillämpas även för andra reningsprocesser och utsläppskrav.

Detta projekt hade varit omöjligt att genomföra utan inspel från ett stort antal personer. Förutom projektgruppen som bistod med specifikation och underlag för projektets två fallstudier bidrog även den breda referensgruppen med olika stora VA-organisationer, experter och leverantörer med behovsidentifiering, praktisk erfarenhet, teoretisk kunskap och återkoppling på projektresultaten inklusive rapporten.

Projektgruppen:

Johanna Andersson	Uppsala Vatten och Avfall
Anna Maria Sundin	Uppsala Vatten och Avfall
Jonas Helander-Claeson	Uppsala Vatten och Avfall
Sara Frid	Uppsala Vatten och Avfall
Struan Robertsson	Uppsala Vatten och Avfall
Sofia Andersson	Stockholm Vatten och Avfall
Hanna Gottås	Stockholm Vatten och Avfall

Referensgruppen:

David l'Ons	Gryaab
Kerstin Höyer	VA-syd
Robert Sehlén	Tekniska Verken i Linköping
Jesper Petterson	Tibro kommun
Carl Dahlberg	Sweco
Hallvard Ødegaard	SET AS/NTNU
Magnus Arnell	RISE
Maximilian Lüdtke	Naturvårdsverket
Martin Holm	Naturvårdsverket
Christian Rosén	AnoxKaldnes

Vi vill också tacka Peter Ek, Ramboll, för diskussionen om dimensionering av denitrifikationsvolym med flera kolkällor och Kenneth Djupsjö, Telia, Christian Lewenhaupt, Telia, Jeanette Sipilä, Uppsala Vatten och Avfall, och Simon Granath, VA SYD, för hjälp med rörelsedata och befolkningsprognoser. Slutligen vill vi tacka Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm Vatten och Avfall och Uppsala Vatten och Avfall som varit huvudfinansiärer av projektet.

Erik U. Lindblom, Hanna Molin och Oscar Samuelsson

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning	4
Summary	5
1 Inledning	7
1.1 Motiv.....	7
1.2 Syfte och mål.....	7
1.3 Avgränsningar.....	7
1.4 Rapportens uppbyggnad.....	8
2 Projektets fallstudier	9
2.1 Fallstudie 1: Henriksdals reningsverk.....	9
2.2 Fallstudie 2: Kungsängsverket.....	10
3 Dimensionering av reningsverk	12
3.1 Begreppet dimensionering	12
3.2 Dimensionerande förutsättningar.....	13
3.3 Dimensioneringsberäkningar.....	15
3.4 Dimensionerande storheter.....	15
3.5 Riktlinjer och dimensioneringsstandarder.....	16
3.6 Processdimensionering i Sverige.....	17
4 Osäkerheter vid dimensionering	20
4.1 Koncept och definitioner	20
4.2 Osäkerhet vid val av indata och dimensionerande förutsättningar	22
4.3 Strategier för att analysera och hantera osäkerheter vid dimensionering.....	22
4.4 Osäkerheter vid val av riktlinje eller beräkningsmetodik	31
5 Osäkerhets- och känslighetssanalys	45
5.1 Statistiska osäkerhetsfördelningar	45
5.2 Monte Carlo-baserad osäkerhetsanalys.....	46
5.3 Känslighetsanalys	49
6 Modellbaserad dimensionering och verifiering.....	54
6.1 Processmodellering och simulering.....	54
6.2 Indatabehov vid modellbaserad dimensionering	55
6.3 Dimensionering genom steady state-simulering.....	58
6.4 Processverifiering genom dynamisk simulering	63
7 Perspektiv och framtida arbete.....	67
7.1 Behov och möjligheter vid dimensionering.....	67
7.2 För- och nackdelar med processmodeller och traditionella dimensioneringsberäkningar.....	69
Referenser	71
Bilaga A Parametrar i dimensioneringsberäkning, Fallstudie 1.....	75

Sammanfattning

I Sverige saknas det formella riktlinjer för hur avloppsreningsverk ska dimensioneras. Det är inte ovanligt att verken dimensioneras utifrån erfarenhet och tumregler utan att det preciseras vilka osäkerheter som har hanterats. Projektet visar att flera svagheter med traditionell dimensionering skulle kunna vägas upp genom ökad användning av osäkerhetsanalys och processsimulering.

Projektets syfte var att öka medvetenheten om osäkerheter och antaganden vid dimensionering av avloppsreningsverk, samt förbättra och utveckla den praxis som finns i Sverige och på det sättet bidra till mer effektiva och störningståliga (resilienta) reningsverk. Projektet följde två verkliga fall med pågående dimensioneringsprojekt: Henriksdals reningsverk i Stockholm och Kungsängsverket i Uppsala som båda är under utbyggnad. Dessutom hade projektet en referensgrupp som representerade reningsverk av olika storlekar samt konsulter, leverantörer och myndigheter.

I dagens svenska praxis finns det ingen standard för dimensionering. I stället kombineras information från olika riktlinjer med historiska data och erfarenhet som finns hos beställare och leverantörer. Dokumentation av processdimensioneringar av svenska reningsverk finns inte lätt tillgänglig, och den som finns är svår att tolka för en extern part. Den saknar oftast motiveringar för de antaganden som görs om till exempel belastning, reningskrav, resurseffektivitet och valda värden på processparametrar.

Traditionella dimensioneringsberäkningar upplevs som snabba och enkla. Men för framtidens reningsverk med skärpta krav på både utsläppshalter och resurseffektivitet är det inte säkert att det finns giltiga riktlinjer för hur dessa enkla beräkningar ska göras. Projektet undersökte hur datadrivna och befintliga metoder för osäkerhets- och känslighetsanalys samt dynamisk processmodellering skulle kunna användas som verktyg vid dimensionering. Inverkan av olika antaganden kan kvantifieras med osäkerhets- och känslighetsanalys. Ett sätt att kvantifiera resiliensen är att simulera scenarier med en dynamisk processmodell. Jämfört med traditionell dimensioneringsmetodik är det smidigt att testa scenarier med processmodeller.

Rapportförfattarna rekommenderar inte att en svensk standard tas fram för att hantera brister i dimensioneringen. En standard skulle snabbt bli inaktuell eftersom det utvecklas nya processer som då skulle exkluderas. Dimensioneringen påverkas också direkt av ändrade reningskrav. Det är viktigare att ge råd generellt och oavsett processtyp när det gäller vilka dimensionerande förutsättningar (indata i dimensioneringsmodellen) och dimensionerande storheter (utdata) som bör redovisas. Det skulle öka transparensen och underlätta dokumentation och jämförelse mellan olika processalternativ.

Det finns både begränsningar och fördelar med processmodeller jämfört med dimensioneringsriktlinjer. En dimensioneringsriktlinje kan användas om en beprövad process ska dimensioneras och om riktlinjen är förenlig med de dimensionerande förutsättningarna, exempelvis mål för reningsgrad givet en viss provtagningsfrekvens. Om utsläppskraven skiljer sig från befintliga dimensioneringsriktlinjer kan i stället en processmodell vara värdefull, särskilt om det anses viktigt med en osäkerhetsanalys av hur störningar påverkar resurseffektivitet och reningsgrad. Oavsett dimensioneringsmetod så är det viktigt att antaganden och valda parametervärden dokumenteras eftersom det underlättar processoptimering under reningsverkets livslängd.

Summary

Wastewater treatment plants are commonly dimensioned based on rules of thumb and expert knowledge without a clear specification of how uncertainties have been handled. The impact of the different assumptions can be quantified with uncertainty and sensitivity analysis. Weaknesses with traditional design methodology can potentially be mitigated by an increased use of simulation.

In this project, assumptions made during dimensioning of wastewater treatment plants (WWTPs) were studied by (1) following two real case studies with ongoing Swedish dimensioning projects, (2) reporting and discussing the observations from (1) with the project's reference group and (3) studying and comparing established guidelines for dimensioning of treatment plants. Furthermore, it was investigated how more data-driven and existing methods for uncertainty and sensitivity analysis as well as dynamic process modeling could be applied as tools for dimensioning.

The overall aim of increasing awareness and knowledge about the assumptions and methods was to develop and improve current design practices and to contribute to more efficient and resilient WWTPs.

For today's dimensioning practice, the following was observed:

- There is no standard for WWTP dimensioning in Sweden, the standard is instead to combine information from different guidelines with historical data and own experience.
- Documentation on process dimensioning of Swedish WWTPs is not readily available, and is insufficient for interpretation by an external part as it does not justify the assumptions.
- Assumptions related to the dimensioning pre-requirements, including the choice of dimensioning method and model parameter values, have a large impact on the dimensioning result which can be quantified with uncertainty and sensitivity analysis.
- Today's dimensioning practice involves iterative manual work, which limits the possibility of analyzing a large number of scenarios. This is likely a contributing reason to why uncertainty and sensitivity analysis is not carried out to a greater extent in practice.
- Traditional dimensioning calculations are perceived as fast and simple. For future WWTPs, with stricter requirements on both effluent concentrations and resource efficiency, however, it is not certain that there are validated and valid guidelines for how these simple calculations should be made.

To deal with the identified shortcomings, we do not recommend the development of a Swedish standard. Such would quickly become out of date due to the development of new processes which are then excluded, as well as because changed conditions through local and changing treatment requirements directly affect the dimensioning. Instead, we think it is more important to recommend which dimensioning conditions and dimensioning quantities should be reported, generally and regardless of process type, in a dimensioning. This would increase transparency and facilitate documentation and comparison of different process alternatives.

The project resulted in increased knowledge related to the use of dynamic process models as complementary tools to traditional dimensioning as follows:

- In traditional dimensioning, safety margins are applied in several different steps in a non-transparent manner, which makes it difficult to assess the end result's resilience (disturbance tolerance and suitability) to various disturbances and the efficiency

for average operating conditions. One way to quantify the resilience is to simulate scenarios with a dynamic process model of the dimensioning.

- Compared to a traditional dimensioning methodology, it is easy to test various scenarios with process models. However, it can be more difficult, and require a lot of work, to interpret the results.
- Process models are more detailed than traditional sizing calculations and probably require sizing conditions to be specified in more detail. They also contain more parameter values, and the user therefore needs to have an understanding of, and trust in, the default values included in the process models (as have the dimensioning standards).
- Process models aim to describe reality without safety-margins. If a future rigid methodology for process model-based dimensioning is to be able to completely replace today's experience-based methodology, the new methodology must be able to deal with the uncertainties, specification and simulation of scenarios and be verified through follow-up in real case studies.

In conclusion, we state that there are both limitations and advantages with either process models or dimensioning guidelines. A dimensioning guideline can be used if a well-established process is to be dimensioned, if the pre-requirements are consistent with the current guideline's goals for, e.g., degree of treatment and sampling frequency. If the effluent requirements differ from existing sizing guidelines, a process model can instead be valuable for sizing the process, especially if an uncertainty analysis of the impact of how disturbances affect the degree of treatment and resource efficiency is considered important. Regardless of the dimensioning method, it is important to document assumptions and choice of parameter values to make possible the optimization of the process during the lifetime of the treatment plant.

1 Inledning

Sveriges avloppsreningsverk står inför stora investeringar om 5 miljarder kronor per år, delvis för ny- eller ombyggnationer av reningsverk (Svenskt Vatten, 2020). Kraven på de nya reningsverken är högre än tidigare, utgående koncentrationer av både traditionella föroreningar (organiskt material, kväve, fosfor) och nya fokusämnen såsom läkemedelsrester behöver kontinuerligt hållas allt lägre, miljöpåverkan genom resursförbrukning (t.ex. energi- och kemikalieförbrukning) och växthusgasutsläpp ska minimeras och biogasproduktionen maximeras.

1.1 Motiv

I Sverige saknas formella riktlinjer för hur reningsverk ska dimensioneras. Underlag från 1990-talet (t.ex. ATV (2000)) nyttjas trots att utsläppskrav och processteknik har ändrats sedan dess. Det är inte ovanligt att reningsverk dimensioneras utifrån tumregler baserade på, ibland subjektiv, expertkunskap utan att det preciseras hur, och vilka, osäkerheter som hanterats. Osäkerheterna är många och stora (befolkningsprognos, klimatförändringar, utveckling av ledningsnätet uppströms, reaktionshastigheter, framtida utsläppsvillkor) vilka ofta hanteras med generella säkerhetsfaktorer som bakas in i tumreglerna utan transparens. Design och dimensionering blir som den brukar eller erfarenhetsmässig vilket inte är en garanterad framgångsfaktor för framtidens reningsverk med skärpta utsläppsvillkor och krav på resurseffektivitet.

1.2 Syfte och mål

Projektets syfte är att bidra till en förbättring och utveckling av gällande dimensioneringspraxis vilket leder till mer resilienta (störningståliga och ändamålsenliga) reningsverk.

För att nå syftet specificerades följande projektmål:

- Öka kunskap och medvetenhet om de antaganden som görs vid dimensionering av reningsverk.
- Identifiera, utveckla och redovisa praktiskt användbara metoder för att hantera och analysera osäkerheterna.

1.3 Avgränsningar

Rapportens och projektets fokus är att ge ett brett perspektiv på dimensionering och de ingående osäkerheterna. Rapporten utgör inte en komplett jämförelse och värdering av befintliga dimensioneringsmetoders tillämplighet. Rapportens mål är snarare att visa på olikheter, nyttor och möjligheter med olika dimensioneringsmetoder givet verkliga och aktuella fallstudier.

I projektet studeras främst den biologiska reningsprocessen med suspenderad biomassa och traditionell kväverening med nitrifikation/denitrifikation (aktivslamprocessen) och normala utsläppskrav för större svenska reningsverk med fullständig nitrifikation och en utgående totalkvävekoncentration på maximalt 8 mg/l som utsläppsmål. Resultaten och slutsatserna från projektet är dock oftast mer generella och kan tillämpas för andra reningsprocesser och utsläppskrav.

Tekniska och matematiska beskrivningar av befintliga processmodeller och osäkerhets-/ känslighetsanalysmetoder repeteras inte i rapporten utan ges i stället som referenser för fördjupning.

1.4 Rapportens uppbyggnad

I Kapitel 2 presenteras de två verkliga fallstudier som projektet kretsat kring. Dessa används som referens och underlag genom hela rapporten och det kan därför vara nödvändigt att gå tillbaka till detta kapitel för att förstå vissa detaljer i rapportens senare delar.

I Kapitel 3 introduceras begreppet dimensionering och resultat och erfarenheter kring arbetsflödet enligt dagens praxis redovisas. En central del av detta är konceptet med riktlinjer och dimensioneringsberäkningar.

Kapitel 4 fokuserar på att beskriva osäkerheter och hur/var dessa introduceras i dimensioneringsprocessen. I kapitlets inledande Exempel 1,2 och 3 visas hur icke-transparenta dimensionerande antaganden införs tidigt i processen och hur detta skulle kunna undvikas med mer datadrivna metoder. Sedan visas att olika referenser och riktlinjer föreslår olika beräkningsätt, vilket innebär att resultatet av en dimensionering även beror på valet av metod (Exempel 4). Kapitlet avslutas med Exempel 5 där det undersöks hur ett verkligt utfall skiljer sig från dimensionerande antaganden.

Från Kapitel 5 är rapporten inriktad mot att beskriva och tillämpa metoder som kan användas för att analysera och hantera osäkerheterna. Kapitel 5 beskriver övergripande metoderna osäkerhets- och känslighetsanalys. I Exempel 6, 7 och 9 används metoderna för att analysera dimensioneringsberäkningarna för båda fallstudierna.

Dynamisk processmodellering är en mogen digital teknik som används i relativt liten utsträckning för dimensionering. I Kapitel 6 beskrivs metoden översiktligt och i Exempel 8–10 redovisas förslag på hur en processmodellbaserad dimensioneringsmetodik skulle kunna appliceras i praktiken.

Rapporten avslutas med en diskussion kring resultat och förslag till framtida arbete i Kapitel 7.

2 Projektets fallstudier

Detta kapitel introducerar de två fallstudier som använts i arbetet med projektets frågeställningar. Kungsängsverket i Uppsala och Henriksdals reningsverk i Stockholm är två stora svenska avloppsreningsverk som båda är under utbyggnad. Planering och projektering av de båda reningsverken är olika långt gångna och illustrerar därmed stora delar av designprocessens faser med tillhörande utmaningar.

2.1 Fallstudie 1: Henriksdals reningsverk

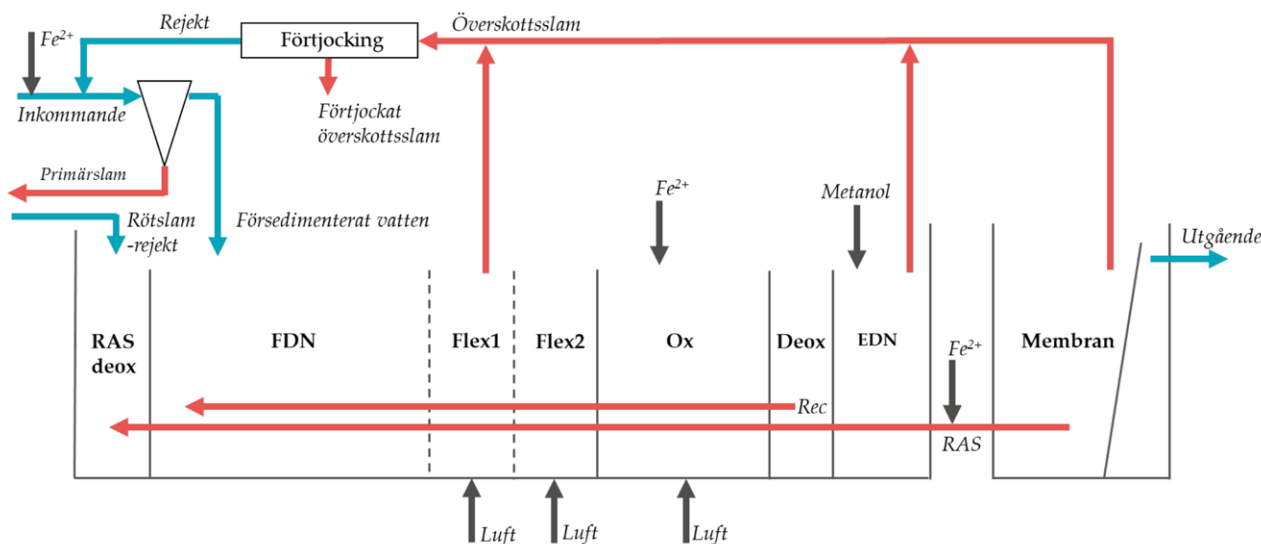
Henriksdals reningsverk ligger i Stockholm och ägs och drivs av Stockholm Vatten och Avfall. För närvarande byggs Henriksdals reningsverk om till Sveriges största avloppsreningsverk och ska i framtiden kunna rena avloppsvatten från 1,6 miljoner personer. Arbetet med utformning och dimensionering av den nya biologiska reningsprocessen påbörjades 2013 och i början av 2021 drifsets den första av totalt sju linjer. I detta projekt har främst dimensionering av kvävereningen studerats.

2.1.1 Processbeskrivning

Den biologiska kvävereningsprocessen består av för- och efterdenitrifikation med en deoxzon (Deox) placerad före efterdenitrifikationszonen (EDN), se Figur 2.1. Nitrifierat vatten recirkuleras (Rec) från Deox-zonen till fördenitrifikationszonen (FDN) dit också försedimenterat avloppsvatten leds. Slammet hålls kvar i processen med hjälp av membran varifrån det recirkuleras (RAS) till RASdeox-zonen. Tanken med denna är att reducera syre i RAS-flödet genom endogen respiration och nitrifikation av rötslamrejekt. Den luftade volymen består av Ox-zonen som kan utökas genom att lufta två flexzoner (Flex1 och Flex2).

Figur 2.1

Den studerade processkonfigurationen i Fallstudie 1 som inkluderar den första driftsatta membranbioreaktorn (MBR) på Henriksdals reningsverk.



Fosforavskiljning sker huvudsakligen genom simultanfällning med tillsats av tvåvärt järn (Fe^{2+}) i tre olika punkter, se Figur 2.1.

2.1.2 Material och underlag

Fallstudie 1 omfattar en nyligen genomförd dimensionering och tillgången till underlag var relativt god. Slutgiltiga beskrivningar och motivering för dimensionerande förutsättningar fanns tillgängliga i projektets principförslag och i systemhandlingen fanns en relativt tydlig beskrivning av de använda dimensionerande beräkningarna, även i Excelformat.

En dynamisk processmodell av reningsverket fanns tillgänglig (dock okalibrerad) från tidigare projekt. Den är implementerad i mjukvaran MATLAB®/Simulink® och bygger på de biologiska/ kemiska reaktionerna i ASM2d (Henze et al., 2000). Jämfört med Figur 2.1 har en version av modellen utan försedimentering och utan separat hantering av rötslamrejektvatten använts i detta projekt.

2.1.3 Tillämpningar och frågeställningar

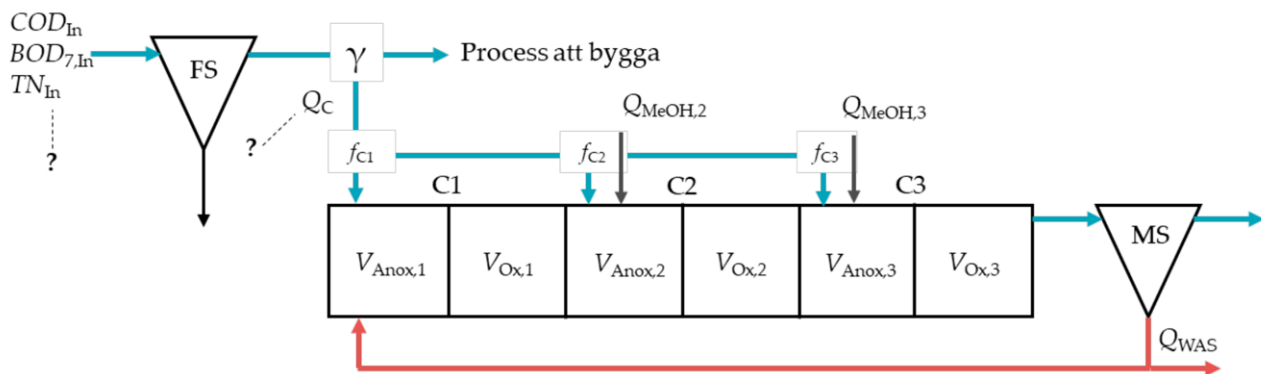
Fallstudie 1 har specifikt använts för att studera hur processdimensionering görs i Sverige (Avsnitt 3.6) och hur säkerhetsmarginaler adderas till dimensionerande flöden och belastning (Exempel 1). Antaganden i dimensioneringen studerades och kunde jämföras med andra riktlinjer och verkligt utfall från uppstarten (Avsnitt 4.4 och Exempel 5). Genom att göra en osäkerhets- och känslighetsanalys av den verkliga dimensioneringsberäkningen kunde de ingående och antagna parametervärdenas påverkan på resulterande zonvolym studeras (Exempel 7). I Avsnitt 6.4 (Exempel 10) användes fallstudien för att testa en metod där dynamisk simulering används för processverifiering av olika scenarion som inte kunde studeras i fullskala.

2.2 Fallstudie 2: Kungsängsverket

Kungsängsverket ligger i Uppsala och ägs och drivs av Uppsala Vatten och Avfall AB (UVAB). Reningsverket tar emot avloppsvatten från Uppsala stad samt några kringliggande tätorter. Det gällande tillståndet medger en anslutning motsvarande 200 000 personer och är dimensionerat för 200 000 personekvivalenter (pe) vilket ungefär motsvarar dagens faktiska belastning. Den framtida belastningen förväntas öka med 65 % till år 2050 vilket är dimensioneringshorisonten för det utbyggda reningsverket; nya reningsprocesser kommer att anläggas, exempelvis läkemedelsrening, högflödesrening, ny biologisk rening och rejektvattenbehandling. I projektet har främst dimensionering av kvävereningen, inklusive mellansedimenteringen, studerats.

2.2.1 Processbeskrivning

I detta projekt var en utgångspunkt att anläggningsdelar i ett av reningsverkets biologiska reningssteg, Bioblock C (aktivslambassäng med zonindelning samt mellansedimentering), skulle behållas i det framtida reningsverket, dock med möjlighet till dosering av metanol i denitrifikationszonerna, se Figur 2.2. Inkommande orenat avloppsvatten passerar genom försedimenteringen (FS) och av det totala inkommande flödet leds en andel (γ) till Bioblock C som utgörs av en stegbeskickningsprocess. I denna fördelas en fraktion (f_{Cj} , $j=1,2,3$) av det försedimenterade vattnet till tre kaskaderna (Cj , $j=1,2,3$). Varje kaskad består av först en oluftad (V_{Anoxj}) följt av en luftad (V_{Oxj}) zon. I mellansedimenteringen (MS) separeras vatten- och slamfasen genom att koncentrerat slam leds som retursslam (RAS) till C1. Överskottsslam (WAS) tas ut som en delström av RAS-flödet. Det finns möjlighet att dosera extern kolkälla i form av metanol (MeOH) till C2 och C3 ($Q_{MeOH,2}$, $Q_{MeOH,3}$).



2.2.2 Material och underlag

För detta projekt har underlag från dimensioneringens tidiga skede använts i form av utkast på förstudierapport och dimensionerande förutsättningar. Projektet genomfördes parallellt med den pågående dimensioneringen i Uppsala och verkliga förutsättningar har förändrats i takt med att dataunderlag och parallella studier förfinats. Detta är realiteten i dimensioneringsprojekt vilket gör att de resultat som presenteras i rapporten i vissa fall avviker från de slutgiltiga dimensioneringsunderlagen i Uppsala.

De dimensioneringsberäkningar som använts för Fallstudie 2 utvecklades inom projektet baserat på den information som fanns tillgänglig. De överensstämmer dock sannolikt inte helt med de som användes i verkligheten. Även den dynamiska processmodellen är utvecklad inom projektet och implementerad i den kommersiellt tillgängliga mjukvaran Simba[#].

2.2.3 Tillämpningar och frågeställningar

Fallstudie 2 har använts generellt för att jämföra traditionell med en mer datadriven och modellbaserad dimensioneringsmetodik. En ny metodik för att definiera dimensionerande förutsättningar togs fram (Exempel 2) och en alternativ datakälla (rörelsedata) som potentiellt kan förbättra metodiken identifierades och testades i Exempel 3. I Avsnitt 4.4 användes Fallstudie 2 som grund för att studera hur valet av dimensioneringsriktlinje (mellansedimentering) har en stor påverkan på resultatet.

För att kunna bestämma dimensionerande förutsättningar för de nya biblocken i Uppsala (Linje A+B) är det viktigt att fastställa kapaciteten för det befintliga Bioblock C. I Fallstudie 2 studerades därför kapaciteten som funktion av den prognostiserade inkommande designbelastningen från Exempel 2 med osäkerhets- och känslighetsanalys (Avsnitt 6.3, Exempel 9).

Figur 2.2

Den studerade konfigurationen i Fallstudie 2 där de tre kaskaderna C1–C3 och mellansedimenteringen utgör Bioblock C på Kungsängsverket.

3 Dimensionering av reningsverk

Syftet med detta kapitel är att introducera begreppet dimensionering och beskriva vad det innebär i praktiken (Avsnitt 3.1–3.5), samt att ge en överblick över de olika sätt som dimensioneringen utförs på i Sverige och internationellt (Avsnitt 3.6).

3.1 Begreppet dimensionering

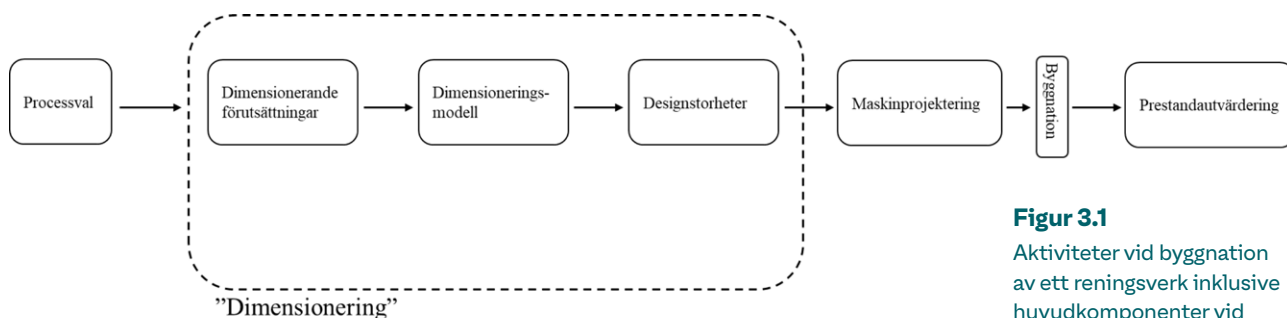
Att dimensionera ett reningsverk innebär kortfattat att bestämma storleken på anläggningen, vilket vi i detta projekt definierar som

”Att fastställa en kombination av inkommande belastning (flöde och föroreningshalter) och dimensioner på processutrustning (exempelvis volym och area) som givet en processkonfiguration och bivillkor (säkerhetsmarginal, energi- och resurseffektivitet), ger ett renat vatten som uppfyller ställda vattenkvalitetskrav”

(Dimensionering, egen definition)

I rapporten använder vi generellt benämningen ”leverantör” för den person eller organisation som utför och ”levererar” dimensioneringen. Leverantören kan t.ex. vara processingenjörer i en VA-organisation, en processkonsultfirma eller en leverantör/tillverkare av utrustning.

Själva arbetsflödet vid byggnation av ett reningsverk, inklusive dimensionering, illustreras i Figur 3.1. Notera att vi här utgår från att valet av processteknik gjorts redan innan dimensioneringen, för att särskilja begreppen design (processval) och dimensionering. I praktiken kan design och dimensionering ske iterativt när man behöver kvantifiera skillnaderna mellan olika processval genom just dimensioneringen.



Figur 3.1 Aktiviteter vid byggnation av ett reningsverk inklusive huvudkomponenter vid dimensioneringen.

Vi har valt att dela upp dimensionering i tre huvudkomponenter:

- Dimensionerande förutsättningar
- Dimensioneringsmodell
- Designstorheter

Dessa tre komponenter kan ses som indata (dimensionerande förutsättningar) och utdata (designstorheter) till själva dimensioneringsmodellen. Beräkningarna i dimensioneringsmodellen kan vara enkla empiriska samband, massbalansberäkningar eller dynamiska processmodeller som oavsett komplexitet syftar till att beskriva vilka utdata som fås, givet en uppsättning indata. Komponenterna beskrivs översiktligt i Avsnitt 3.2–3.4.

3.2 Dimensionerande förutsättningar

Dimensionerande förutsättningar (indata) är som nämnts de värden och bivillkor som används i själva dimensioneringsberäkningen. Exempel på dimensionerande data ges i Tabell 3.1. Notera att det inte enbart är inkommande belastning som är viktiga indata, utan att även reningskrav på utgående vatten, samt till vilken kostnad det ska ske (resurseffektivitet och livscykelkostnad), är dimensionerande förutsättningar som har stor påverkan på dimensioneringen. Notera även att Tabell 3.1 inte är en komplett lista, utan enbart exempel på vad som ingår, eller skulle kunna ingå, i dimensionerande förutsättningar.

Då indata driver dimensioneringsberäkningen är det viktigt att minimera fel och minska osäkerheter i dessa parametrar som annars fortplantas genom dimensionering och projektering. Inkommande flöde och belastning, samt befintliga volymer och ytor vid tillbyggnation, är kritiska underlag som behöver valideras i god tid inför en dimensionering. En annan aspekt är tydlighet och specifikation av vilken tidsupplösning som gäller för de olika förutsättningarna. I många fall baseras en del av indata på historiska mätningar, och det är då bra att tydligt beskriva vilka data som använts och hur beräkningen gjorts för att kunna revidera indata om mätfel och grundantaganden ändras under projektprocessen.

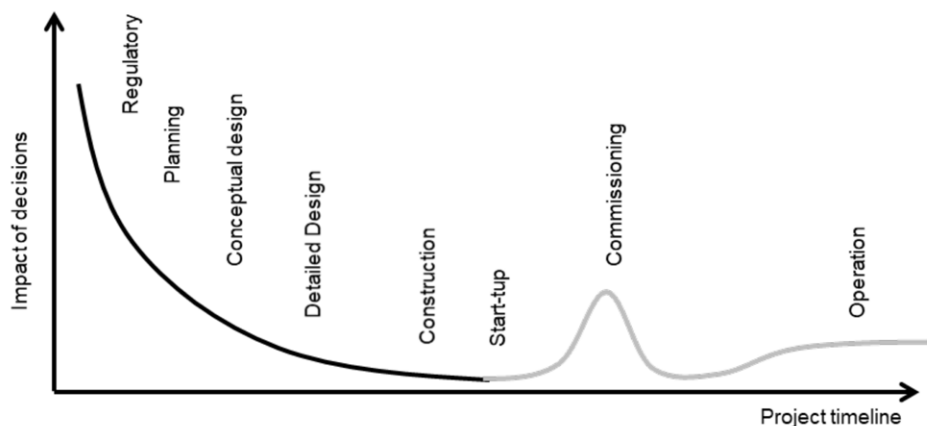
Resurseffektivitet är en parameter som är avgörande att ta hänsyn till vid dimensionering för att skapa förutsättningar för en resurseffektiv drift under reningsverkets livstid. Planeringsfasen av processval och dimensionering är den tid när påverkansmöjligheten är som störst, vilket gör dessa steg extra kritiska för reningsverkets långsiktiga funktion och miljönytta (Figur 3.2). Även reningsverkets byggnation har en stor indirekt miljö- och resurspåverkan och bör ingå som parameter vid dimensionering, även om det idag är ovanligt att inkludera denna i själva dimensioneringen. Det är inte alltid som resurseffektivitet ingår som explicit dimensionerande förutsättning, utan inkluderas i stället som en utvärderingsparameter i upphandlingen. Upphandling och villkoren i förfrågningsunderlaget är starkt kopplade till de dimensionerande förutsättningarna.

	Parameter	Exempel
Inkommande belastning		
	Flöde	54 000 m ³ /d (dygnsmedel)
		6 750 m ³ /h (maximalt flöde, timmedel)
	Total belastning	7 000 kg BOD ₇ /d (årsmedel) 3 500–11 000 kg BOD ₇ /d (dygnsbelastning)
	Specifik belastning	75 g BOD ₇ /p d
	Temperatur	> 9 °C, minimumtemperatur (månadsmedel)
	Befolkning	120 000 personer (prognos 2050)
Reningskrav		
	Utgående mängd	< 2 500 ton totalfosfor (årsmängd)
	Utgående halt	< 1 mg/l ammonium (månadsmedelvärde)
	Mål, reningsgrad	5,5 mg/l totalkväve (årsmedel, 0,5 mg/l lägre än utsläppskrav)
Resurseffektivitet		
	El	< 30 kWh/p.e. år (elanvändning årsmedelvärde)
	Kemikalier	< 0,1 g COD extern kolkälla per avskild g N (årsmedel)
Drift- och processparametrar		
	Biologiska processvärden	Maximal nitrifikationshastighet 1,5 g N/g VSS h
		Slamålder 12 dygn (luftad volym)
	Reglering	Syre- och ammoniumhalter regleras i kaskad med maximal syrehaltsbörvärde 3 mg DO/L
Utsläpp		
	Direkta utsläpp till luft (Scope 1*)	< 1 % lustgas av inkommande kväve (årsmedel)
	Indirekta utsläpp till luft (Scope 3*)	< 5 000 ton CO ₂ e för grund- och maskinkonstruktion beräknat enligt Bilaga A.
Begränsningar	Befintliga volymer och ytor	3 000 m ² är maximal möjlig byggyta för kompletterande biologiskt reningssteg.

*Scope 1–3 beskriver direkta (Scope 1) och indirekta utsläpp (Scope 2–3) av ett företags klimatgasutsläpp utifrån den globala standarden Green House Gas protocol (GHG).

Tabell 3.1

Exempel på dimensionerande förutsättningar och parametrar som kan ingå vid dimensionering för ett fiktivt reningsverk. Tabellen är ingen komplett lista, utan exemplifierar möjliga parametrar. Inkommande belastning inkluderar exempelvis fler parametrar än BOD.

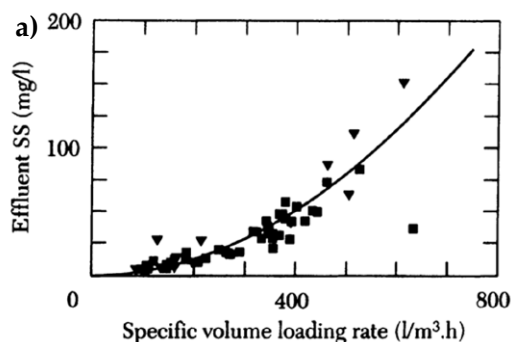


Figur 3.2

Tidslinje och påverkansgrad av beslut på processdesign under reningsverkets livscykel. Figur från Belia et al. (2021).

3.3 Dimensioneringsberäkningar

En dimensioneringsberäkning kan likställas med en optimering av en matematisk modell där de dimensionerande förutsättningarna är (bi)villkor som ska vara uppfyllda, och designstorheterna är de värden som tas fram vid optimeringen. Dimensioneringsberäkningen (den matematiska modellen) kan vara empirisk, fysikalisk eller en blandning av dessa modelltyper. Utan att fördjupa sig i modelldefinitioner så kan en empirisk modell beskrivas som ett empiriskt samband från uppmätta data såsom i Figur 3.3(a). En fysikalisk modell eller fysikalisk dimensioneringsberäkning baseras i stället på fysikaliska samband såsom flöden och biologiska reaktioner såsom i Figur 3.3(b).



$$X_E = 3.15 \times 10^{-4} \times [q_A (1 + R) X_F \text{DVSI} / H_{\text{ave}}]^2$$

b)

$$\begin{aligned} \text{Solids withdrawn} &= \text{solids applied} \\ X_R Q_R &= X_F (Q_I + Q_R) \\ j_T &= j_S + j_B \\ j_{QF} &\leq j_L \\ q_A &\leq \frac{j_L}{X_F (1 + R)} \quad \text{or} \quad \frac{j_L}{R X_R} \end{aligned}$$

Figur 3.3

(a) Empiriskt samband mellan slamvolymbelastning och utgående suspenderad substans i en sedimenteringsbassäng. (b) Fysikalisk modell för att bestämma ytbelastningen i en sedimenteringsbassäng. Figurer från Ekama et al. (1997).

Spannet är stort för precisionen i de olika dimensioneringsberäkningarna. Empiriska beräkningar kan innebära allt från en erfarenhetsbaserad tumregel till väletablerade samband som baseras på data från fler än 30 olika reningsverk. På samma sätt kan fysikaliska modeller både innebära enkla massflödesberäkningar och beräkningstunga CFD-simuleringar (CFD – eng., Computational fluid dynamics).

I denna rapport använder vi begreppet processmodell synonymt med en fysikalisk processmodell som vi särskiljer från empiriska dimensioneringsmodeller, vilka här istället kallas dimensioneringsberäkningar.

3.4 Dimensionerande storheter

Resultatet av en dimensionering benämns här dimensionerande storheter eller utdata, vilket är de värden som används vidare för maskinprojektering och byggnation. Exempel på utdata ges i Tabell 3.2.

Tabell 3.2

Exempel på dimensionerande storheter vid dimensionering av ett fiktivt reningsverk.

	Parameter	Exempel
Processvolym	Anoxisk volym, fördenitrifikation	2 500 m ³
	Aerob volym, nitrifikation	7 500 m ³
	Sedimenteringsarea mellansedimentering	2 000 m ²
Flöden	Returslamflöde	10 000–20 000 m ³ /d
	Nitratrecirkulation	20 000–80 000 m ³ /d
Processvärden	Biologiska processvärden	1,0 g TSS/g BOD ₇ , specifik slamproduktion (vid 15 °C)

3.5 Riktlinjer och dimensioneringsstandarder

En dimensioneringsstandard eller riktlinje innehåller rekommendationer för hur dimensionerande förutsättningar och dimensioneringsberäkningar ska kombineras för att bestämma de designstorheter som riktlinjen/standarderna i slutänden ger råd om. Tyngdpunkten i en dimensioneringsstandard är själva beräkningen och mer kortfattade råd ges om hur dimensionerande förutsättningar tas fram eller beräknas. Riktlinjerna skiljer sig åt utifrån vilka designstorheter som bestäms med respektive riktlinje. Som exempel så ger de allra flesta riktlinjer en metod för att bestämma grundläggande parametrar såsom arean vid dimensionering av mellansedimentering, medan vissa även innehåller kompletterande information om dimensionering av returslamflöde, djup och bassängutformning. Se vidare (ATV, 2000; Norskt Vann, 2020) och Avsnitt 4.4 för en fördjupad jämförelse av olika dimensioneringsmetoder för mellansedimentering. De riktlinjer som vi använt i projektet summeras i Tabell 3.3 och används i Europa och Nordamerika, även om det förmodligen finns asiatiska och sydamerikanska motsvarigheter. Förutom dessa har vi även använt böcker som ofta används som underlag vid dimensionering (Metcalf & Eddy Inc., 2003; Henze et al., 2002; Henze et al., 2008).

Majoriteten av riktlinjerna i Tabell 3.3 har tagits fram av branschorganisationer, även om forskningsinstitut (Water Research centre [WRC] och University of Cape town [UC]), miljöenheter på reningsverk (Great Lakes – Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers [GLUMRB]) och myndigheter (Naturvårdsverket, United States Environmental Protection Agency [USEPA]) bidragit till några av riktlinjerna. Rapportförfattarna till dimensioneringsstandarderna är vanligen en grupp av branschöverskridande experter från konsultfirmor, VA-bolag, teknikföretag, miljömyndigheter och akademi där branschorganisationen dock står bakom själva rapporten.

Riktlinje	Ursprung
Dimensionering av kommunala reningsverk (1971)	Naturvårdsverket i Sverige (NVV)
Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes (1984)	Water Research centre (WRC) and University of Cape town (UC)
ATV-DVWKA 131E (2000)	Abwassertechnische Vereinigung (ATV)
Avloppsteknik 2, reningsprocessen (2007)	Svenskt Vatten
Nutrient control design manual (2010)	United States Environmental Protection Agency (USEPA)
Recommended Standards for Wastewater Facilities (2014)	Great Lakes – Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers (GLUMRB)
Design of Water Resource Recovery Facilities: Manual of practice No. 8 (2018)	Water Environment Organization (WEF) and American Society of Civil Engineers (ASCE)
Norskt Vann rapport 256 - Veiledning for dimensjonering av avløpsreanlegg (2020)	Norskt Vann

Tabell 3.3

Dimensioneringsstandarder som använts och analyserats i projektet.

Rekommenderad storlek och utformning på dimensionerade storheter kan skilja mycket beroende på vilken riktlinje som tillämpas. Ett exempel på detta visas i Avsnitt 4.4.1, där olika riktlinjer för dimensionering av mellansedimenteringen i Fallstudie 2 jämförs. En anledning till att riktlinjerna ger olika värden på designstorheter är att de baseras på olika reningsgrad och utsläppskrav. Framför allt så påverkar tidsupplösningen på kravuppföljningen hur stora säkerhetsfaktorer som behövs. Det är uppenbart att större marginal krävs för att klara samma utsläppshalt för stickprov under hela året, jämfört

med ett årsmedelvärde. Utsläppskraven, samt tidsupplösning på dessa, varierar mellan länder och förändras med tiden vilket gör det extra viktigt att klargöra under vilka förutsättningar en riktlinje tagits fram innan den tillämpas för de lokala förutsättningarna.

Flertalet riktlinjer tillämpas just som riktlinjer och utgör ingen standard i den bemärkelsen som VA-organisationen är tvungen att följa. I Norge är dock riktlinjerna i Norsk Vann (2020) så etablerade att de i praktiken blir en slags standard. Ett undantag är också Storbritannien där större VA-bolag har utformat egna standarder, exempelvis Thames Water, för hur deras reningsverk ska utformas av de entreprenörer som upphandlas.

En generell begränsning hos samtliga riktlinjer är avsaknaden av att inkludera resurseffektivitet som parameter vid dimensioneringen. Det primära målet är förstås att klara utsläppskrav under belastningsvariationer men riktlinjerna ger mycket begränsad information om detta sker på bekostnad av en hög driftkostnad med höga koldioxidutsläpp. På samma sätt som en livscykelkostnadsanalys väger nyttan med ökad investeringskostnad kontra driftkostnad så borde motsvarande övning göras med livscykelanalys för att minimera de resurser som krävs, och utsläpp som sker, vid byggnation och drift av ett nytt reningsverk.

En annan begränsning hos dimensioneringsstandarder är att det saknas riktlinjer för hur processmodeller bör användas för dimensionering. Flera av de nordamerikanska riktlinjerna nämner modeller som ett bra och kompletterande verktyg, men beskriver framför allt vad en modell är och hur den kan användas för processoptimering, snarare än hur modellerna kan nyttjas för dimensionering. Kapitel 6 innehåller exempel på hur vi i detta projekt tillämpade processmodeller för kapacitetsbedömning och prestandautvärdering av en dimensionering.

3.6 Processdimensionering i Sverige

I detta avsnitt sammanfattar vi våra observationer kring dimensionering i Sverige. Vi använder termen observation för att tydliggöra att dataunderlaget och resultaten är begränsade till projektets referensgrupp och två fallstudier. Detta är inte tillräckligt för att generalisera och dra slutsatser om hela Sverige, även om projektets referensgrupp täcker in alla olika storleksklasser på VA-organisationer och reningsverk. Syftet är att ge en bild över hur dimensionering av reningsverk kan ske i Sverige (representerat av de VA-organisationer som deltar i projektet), samt belysa utmaningar och identifierade brister kopplat till dimensionering.

En observation utifrån projektets fallstudier och workshoppar med projektets referensgrupp är att det inte verkar finnas någon generell metodik eller standard för dimensionering. Den vanligaste dimensioneringsmetoden är snarare att kombinera delar från olika riktlinjer, erfarenheter, historiska driftdata, och mer eller mindre platsanpassade försök. Fördelen med det är att man får en stor flexibilitet och frihet att dimensionera oavsett reningsteknik. Det finns alltså inget krav eller standard som är tvingande att följa för vissa standardprocesser. En nackdel med flexibiliteten är att säkerhetsfaktorer/antaganden läggs på/görs i flera steg och att det blir mycket svårt att fastställa den totala marginalen för den slutgiltiga dimensioneringen. Det är också svårt att förutsäga hur en kombination av olika riktlinjer fungerar ihop och vilka belastningsvariationer och utsläppskrav som reningsverket egentligen dimensionerats för.

En möjlig konsekvens av avsaknaden av dimensioneringsriktlinjer är observationen att dokumentation och kunskap om faktisk dimensioneringsmetod för specifika anläggningar i många fall saknas hos beställare. I projektets referensgrupp fanns dimensioneringen dokumenterad och lättillgänglig på två av åtta anläggningar som byggts i närtid (inom 20 år). De anläggningar som var dokumenterade hade dessutom delvis dimensionerats internt, vilket är ovanligt i Sverige. Trots det begränsade dataunderlaget så tror vi att situationen med bristande dokumentation är representativ för hela Sverige. De

troligaste anledningarna till detta identifierades under en av projektets workshoppar till att

1. detaljerad dokumentation av dimensionering efterfrågas inte av beställaren, och att
2. dimensioneringsmetodik är en affärshemlighet och leverantören vill inte sprida sin interna (eng. in-house) kunskap och beräkningsverktyg och detaljerade resultat utan ersättning.

I de fall som dimensioneringen dokumenteras i en rapport eller liknande så kan den vara svår att förstå, trots att den gjorts i direkt närtid (inom 3 år). En del i detta är att de många antaganden som görs inte redovisas eller motiveras. Det är också vanligt att antagandena baseras på nyckeltal från historiska data som revideras under projektets gång vilket komplicerar tolkningen av dimensioneringen i efterhand.

Man kan förstås ifrågasätta om det är viktigt att dokumentera och förstå processdimensioneringen när reningsverket redan är driftsatt. Under en av projektets workshoppar identifierades följande fördelar med att dokumentera dimensioneringen:

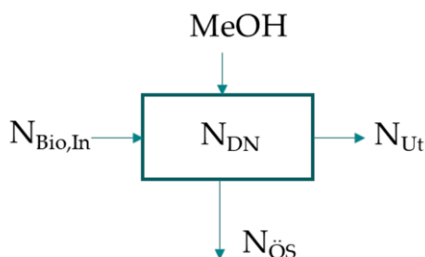
- En tydlig nytta för anläggningsägare är att ha koll på när verklig belastning närmar sig dimensionerad belastning för att kunna planera åtgärder, processuppgraderingar och utbyggnationer.
- För konsulter/entreprenörer/leverantörer ligger nyttan i att kunna bekräfta att dimensioneringar görs på rätt sätt och att därigenom öka kompetensen.
- Om alla detaljer redovisas är det lättare att sålla bort oseriösa processkonsulter/entreprenörer/leverantörer.
- Idag byggs reningsverken om ofta och förändras snabbt vilket gör det ännu viktigare att ha tydlig dokumentation.

Dagens om- och nybyggnationer sker vanligtvis på platser där det funnits reningsverk (inklusive mätningar av inkommande belastning) under lång tid. Det är därför vanligt att dimensionerande förutsättningar baseras på historiska mätningar och driftdata. Detta är bra för att minska osäkerheterna jämfört med att utgå från nationella nyckeltal. Ett problem som vi dock sett i flera fall är att historiska data inte valideras innan dimensioneringsberäkningarna påbörjas, vilket kan medföra att de utgår från oriktiga data. Felaktiga mätningar på flöden, inkommande BOD₇ och slamhalter med mera kan snabbt få stora konsekvenser vid dimensionering, framför allt om de upptäcks sent i processen. Exempelvis så kan ett nyckeltal för slamproduktion eller slamålder i en förstudie baseras på en snabb beräkning utifrån en miljörapport eller data som finns tillgängligt. När sedan dimensioneringen sker så kanske man förfinar analysen av historiska data, men behåller nyckeltalen som egentligen borde justeras i linje med de reviderade historiska data. Ett bra exempel på hur beräkningar och dataunderlag redovisas var Fallstudie 1 där data från både historisk drift, litteraturvärden och pilotförsök använts för dimensionering. En typisk utmaning är variation och osäkerhet i BOD-mätningar, som i vissa länder ersatts med COD för att minska osäkerheten.

Man kan tycka att det alltid är viktigt att kontrollera och säkerställa mätdatakvaliteten. Prioriteringen och kravet på mätnoggrannhet skiljer sig dock mellan ett drift- och dimensioneringsfokus. En naturlig och enkel åtgärd är att validera de mätningar som används för att fastställa dimensionerande data i god tid (minst 2 år) innan dimensioneringen för att minska osäkerheterna och onödiga kostnader. Detta för att säkerställa att de stora insatser som görs vid dimensioneringen inte behöver göras om p.g.a. felaktiga grundantaganden och data.

I de praktiska exempel som vi har stött på, både nationellt och internationellt, görs osäkerhetsanalys av dimensioneringen genom scenarioanalys (maximalt 10 scenarier och typiskt tre till fem olika scenarier). En anledning till att inte fler scenarier analyseras kan vara att dimensioneringsberäkningarna är implementerade så att de kräver

manuella iterationer. Som exempel kan nämnas iterering av metanoldosering (MeOH, kg COD/d) för att denitrifiera tillräckligt mycket kväve (N_{DN} , kg/d) i en volym, se Figur 3.4.



Figur 3.4

Konceptuell figur som används för att exemplifiera (se brödtext) hur manuella iterationer används för att lösa massbalanser i dimensioneringsberäkningar.

N_{DN} beror på förutsättningarna (1) hur mycket kväve som kommer in till processen ($N_{Bio,In}$, kg/d) och (2) hur mycket kväve som får släppas ut (N_{Ut} , kg/d). Vidare beror N_{DN} på hur mycket kväve som tas ut med överskottsslammet ($N_{Ös}$, kg/d) vilket i sin tur beror på hur mycket metanol som doseras. I praktiken (Fallstudie 1) blir beräkningsgången för att hitta rätt metanoldos:

1. Gissa MeOH
2. Beräkna $N_{Ös} = f(\text{MeOH})$ och $N_{DN} = f(N_{Ös})$
3. Beräkna MeOH som uppfyller N_{DN}
4. Upprepa från Steg 2 tills massbalansen går ihop

För varje ny förutsättning eller nytt scenario som studeras behöver då kvävemassbalansen itereras ett antal gånger. Att detta i praktiken normalt görs manuellt begränsar sannolikt antalet scenarier som analyseras. Det är här inte tal om en teknisk begränsning (det är fullt möjligt att lösa s.k. algebraiska loopar (steg 1–4 ovan) i vanligt använda kalkyleringsmjukvaror, t.ex. Excel) utan en begränsning genom det sätt på vilket beräkningarna implementeras.

Sammanfattningsvis så ligger kärnan i att dimensionera en teknisk anläggning i att balansera motstridiga krav på funktion, kapacitet och effektivitet. För ett reningsverk med lokala förutsättningar vad gäller varierande belastning och utsläppskrav är det enkelt att förstå att det är svårt att skapa en riktlinje som fungerar för alla dessa förutsättningar.

4 Osäkerheter vid dimensionering

Detta kapitel ger en överblick över olika typer av osäkerheter vid dimensionering (Avsnitt 4.1–4.3) samt exempel på hur osäkerheterna påverkar dimensionering av nyckelprocesserna mellansedimentering, (Avsnitt 4.4.1), slamproduktion (Avsnitt 4.4.2), nitrifikation (Avsnitt 4.4.3) och denitrifikation (Avsnitt 4.4.4).

4.1 Koncept och definitioner

Ordet osäkerhet har varierande innebörd beroende på det sammanhang det används i. För att undvika missförstånd är det viktigt att reda ut vad som menas och vilka antaganden som görs när osäkerheter diskuteras. I praktiken kommuniceras och kvantifieras osäkerheter vanligen med intervall:

- ”Kvävebelastningen var 700–1 200 kg/d”
- ”Medelbelastningen av kväve var 950 ± 250 kg/d”

statistiska test:

- ”Fällningskemikalie A var 20 % mer effektiv än kemikalie B på nivån 0,05”
- ”Mätosäkerheten är ± 20 % med täckningsfaktorn 2 (95 procentigt konfidensintervall)”

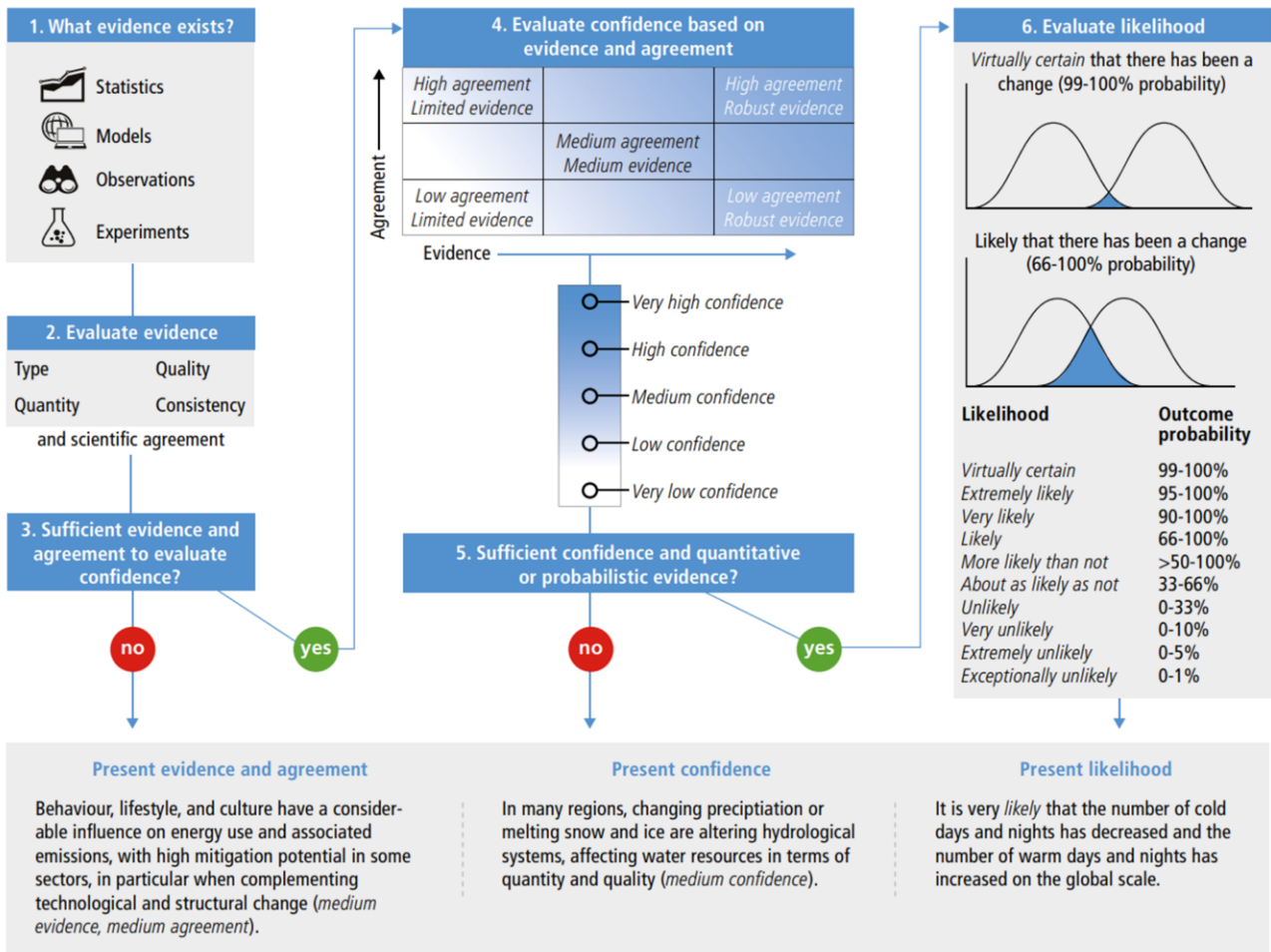
eller kvalitativa skalor utifrån underliggande kunskap (Figur 4.1).

Dessa mått syftar till att beskriva faktiska variationer och möjliga avvikelser från ett angivet mätvärde. Ett bra exempel är analysosäkerheten på laboratorieanalyser som anges med en procentuell avvikelse av mätvärdet. Denna osäkerhet inkluderar både potentiella systematiska och slumpmässig fel, vilka är de två huvudgrupperna av fel som ger upphov till osäkerheter. Analysosäkerheten säger dock inget om den inbördes fördelningen av slumpmässig och systematiska fel. För att minska analysosäkerheten kan man ta flera analyser och använda medelvärdet. På detta sätt minskar man de slumpmässiga felens inverkan på mätningens osäkerhet. Osäkerheter kan alltså reduceras genom kompletterande mätningar och information. Fyra olika nivåer av osäkerhet beskrivs i Tabell 4.1.

I denna rapport använder vi begreppet osäkerhet oavsett om det rör slumpmässiga variationer (variansen för en sannolikhetsfördelning), sannolikhet för systematiska fel eller brist på kunskap om systemet.


Ett annat begrepp som är nära kopplat till osäkerheter är risk. I dagligt tal finns det många aspekter av risker och risktagande vid dimensionering såsom finansiell risk, risk att inte klara utsläppskrav med mera. I denna rapport använder vi den vanligaste definitionen av risk som definieras som produkten av sannolikhet och konsekvens för ett utfall (Kaplan och Garrick, 1981). Det innebär att en viss osäkerhet (sannolikhet) att inte klara utsläppskrav behöver multipliceras med konsekvensen av ett sådant överskridande för att beskriva risken.

Evaluation and communication of degree of certainty in AR5 and AR6 findings



Figur 4.1

Metodik för att ange konfidens för resultat i (the Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2022). Rubriken AR5 och AR6 syftar på själva rapporten (Assessment report, [AR]) där metodiken tillämpas. Kopia av Figur TS.1 sidan 41 i (IPCC, 2021) enligt copyright-avtal.



	Nivå	Förklaring	Exempel
	1. Kvantifierbar osäkerhet	Osäkerheter som kan kvantifieras	Varians och mätnoggrannhet på en BOD7-analys
	2. Scenariobaserad osäkerhet	Osäkerheter som kan beskrivas kvalitativt utifrån känd kunskap. Sannolikheten för de olika utfallen går dock inte att bestämma	Möjliga konsekvenser av klimatförändringar på inkommande belastning på reningsverk
	3. Accepterade men okända osäkerheter	Faktorer som bör påverka systemet men som vi saknar förståelse för hur det sker	Variationen i mikrobiell sammansättning i ett aktivt slam för en känd processkonfiguration
	4. Okända osäkerheter	Faktorer och osäkerheter som vi idag inte vet om	Konsekvensen av läkemedelsrester i avloppsvatten, sett ur 1920 års perspektiv

Tabell 4.1

Olika nivåer av osäkerhet utifrån Belia et al. (2021).

4.2 Osäkerhet vid val av indata och dimensionerande förutsättningar

Det finns många osäkerheter vid dimensionering där framför allt dimensionerande förutsättningar och prognoser är osäkra. Detta var även projektets referensgrupps uppfattning som rangordnade de osäkerheterna som innebär störst risk att inte uppnå utsläppskraven enligt:

1. Belastningsprognos
2. Flödesprognos
3. Nuvarande belastning
4. Framtida utsläppsvillkor
5. Val av processparametrar
6. Val av dimensioneringsmetod

Tabell 4.2 illustrerar typiska osäkerheter som påverkar dimensionerande förutsättningar.

I flera fall går det att precisera och kvantifiera osäkerheterna genom att analysera historiska data eller genomföra kompletterande mätningar. Detta leder vanligtvis även till minskade osäkerheter trots att man i vissa situationer blir medveten om utmaningar som tidigare varit okända (jämför nivå tre och fyra i Tabell 4.1).

Typ av osäkerhet	Exempel
Mätning	Provtagnings- och analysosäkerhet för inkommande belastning, flödesmätning, antal personer i verksamhetsområdet
Prognos	Befolkningstillväxt, förändring av tillskottsvatten utifrån klimatförändringar och saneringsplaner, framtida temperatur inkommande vatten, framtida reningskrav, avloppsvattnets framtida sammansättning
Funktion	Avskiljningsgrad i försedimentering, sannolikhet för maskinhaveri

Tabell 4.2

Sammanställning över typiska osäkerheter i dimensionerande förutsättningar.

4.3 Strategier för att analysera och hantera osäkerheter vid dimensionering

Här beskriver vi fyra vanliga sätt att undersöka de osäkerheter som finns vid dimensioneringsprocessen: säkerhetsfaktorer, scenarioanalys, kvantifiering av osäkerheter samt känslighetsanalys. Metoderna kan kombineras och itereras allteftersom att förståelsen ökar och osäkerheterna minskar.

4.3.1 Säkerhetsfaktorer

Att lägga på en säkerhetsfaktor innebär att man tar till en marginal för att vara säker på att uppnå önskad effekt, trots de osäkerheter som förväntas påverka dimensioneringen. En säkerhetsfaktor på 1,3 för en given kapacitet innebär att kapaciteten dimensioneras till 30 % över den förväntade nödvändiga kapaciteten.

Oftast är säkerhetsfaktorn inte explicit utskriven utan istället ett indirekt resultat av ett försiktigt antagande eller avrundning. I sällsynta fall är säkerhetsfaktorn explicit utskriven, t.ex. säkerhetsfaktorn för nödvändig aerob slamålder för nitrifikation. Denna är direkt proportionell mot nödvändig aerob volym (se Avsnitt 4.4.3) och ger därför en säkerhetsmarginal i dimensionerad volym.

I praktiken införs säkerhetsfaktorer på flera ställen vid en dimensioneringsberäkning:

1. Avrundning, medelvärdesbildning och antaganden åt det säkra hållet används vid framtagande av prognos för framtida avloppsvattenflöde och belastning (se Exempel 1).
2. Val av restriktiva värden på dimensioneringskriterier och parametrar, t.ex. maximal denitrifikationshastighet.
3. Dimensioneringen görs för en reningsgrad (produktionsmål) som är högre än utsläppsvillkoren.

Att tillämpa en riktlinje för dimensionering är ett sätt att introducera säkerhetsfaktorer utan att själv behöva specificera dessa. I riktlinjerna ingår, förutom relativt konservativa värden på parametrar och designkriterier, även krav på villkorsuppfyllnad vid diverse scenarier.

Säkerhetsfaktorer i alla led ovan påverkar dimensioneringen av flera enskilda processer på verket i olika hög grad. I vissa fall kan en säkerhetsmarginal i ett led leda till minskad säkerhet i ett annat. Om t.ex. BOD_7 -belastningen väljs hög för att introducera en säkerhet i dimensionering av luftningsutrustning ökar det dimensionerande BOD_7/N -förhållandet vilket kan medföra att denitrifikationskapaciteten överskattas (och att den anoxa volymen blir för liten). Säkerhetsfaktorerna är nödvändiga att inkludera för att hantera osäkerheterna men det är problematiskt när de inte är väl dokumenterade, motiverade eller transparenta. Under ombyggnadsprojektets framdrift och reningsverkets livscykel blir det då svårt att analysera var eventuella flaskhalsar och resiliens i processen som helhet finns.

4.3.2 Scenarioanalys

Flera av osäkerheterna i Avsnitt 4.2 kan hanteras genom att definiera och inkludera diverse scenarier i dimensioneringen. Prognoser för befolkningstillväxt, klimatförändringar och nederbördsmonster, tillskottsvatten och utfall av nya utsläppsvillkor kan kombineras till nya scenarier som förändrar grundförutsättningarna för en dimensionering. Genom att analysera en delmängd av dessa scenarier, vanligen de bästa och sämsta förutsättningarna, kan osäkerheternas inverkan på dimensioneringen utvärderas.

Ett vanligt scenario är det s.k. sämsta-scenariot (eng. worst-case) som utgår från de sämsta (ur ett dimensioneringsperspektiv) tänkbara grundförutsättningarna. Nitrifikationskapacitet vid maximal belastning, maximalt inflöde samt lägsta inkommande temperatur är ett sådant vanligt sämsta-scenario. En begränsning med scenarioanalys är att man utgår från samma sannolikhet för att de olika scenarierna ska falla ut. Det vill säga, man mäter inte risken med ett sämsta-scenario utan konsekvensen av det scenariot, givet att det sker.

Scenarioanalys kan också exemplifieras genom olika dimensioneringsberäkningar eller riktlinjer. Ett scenario kan baseras på riktlinje A och jämföras med utfallet av riktlinje B. Genom en sådan jämförelse blir det uppenbart att det finns en modellosäkerhet i olika dimensioneringsriktlinjer. Detta illustreras mer i detalj i Avsnitt 4.4.

4.3.3 Kvantitativ osäkerhetsanalys

Osäkerheter kan även kvantifieras genom att beskriva osäkerheten i termer av en statistisk sannolikhetsfördelning. Det vanligaste tillvägagångssättet är att först anta en viss typ av fördelning som beskriver osäkerheten, exempelvis en normalfördelning, triangelformad- eller en uniform fördelning. Därefter väljs fördelningens parametrar, antingen manuellt, eller genom att uppskatta dem från data eller litteraturen. Slutligen analyseras hur sannolikhetsfördelningen (osäkerheten) påverkar en specifik parameter i dimensioneringen.

Ett exempel är att analysera hur uppskattningen över antalet anslutna personer (beskrivna med ett minimi-, medel- och maxvärde) översätts till hur lång tid ett nytt reningsverk kommer klara ett givet utsläppsvillkor. Osäkerheten i den uppskattade tiden kommer då även innehålla min-, medel- och maxlängd.

4.3.4 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys är det naturliga steget efter en osäkerhetsanalys som innebär att man undersöker hur mycket olika faktorer påverkar osäkerheten för en specifik parameter i dimensioneringen. Känslighetsanalys är användbart för att förstå vilka parametrar eller data som har stor påverkan på osäkerheten i dimensioneringen, vilket visas i Avsnitt 5.3 och Exempel 7 för de olika zonvolymerna i Fallstudie 1.

4.3.5 Osäkerheter vid bedömning av inkommande belastning

I detta avsnitt ger vi exempel på tre metoder för att uppskatta prognosticerad inkommande belastning. De tre exemplen illustrerar hur bearbetning och analys av data påverkar den prognosticerade belastningen, samt hur delar av osäkerheterna kan kvantifieras och därmed användas för känslighetsanalys. Generellt så uppskattas den prognosticerade belastningen som produkten av antalet personer (exempelvis utifrån en kommunal befolkningsprognos) och den normala belastningen för en person. Den normala belastningen för en person benämner vi som specifik belastning och antas traditionellt i Sverige till 60–70 g BOD/person dygn. Vid dimensionering är det dock vanligt, och bra, att uppskatta den specifika belastningen för det aktuella VA-området utifrån historiska data. Den vanligaste parametern är BOD, även om specifika kväve- och fosforbelastningar kan beräknas på samma sätt.

Exempel 1 illustrerar den vanligaste metodiken för att uppskatta specifik belastning. Den baseras på årsmängden av BOD som normaliseras med en årlig befolkningsuppskattning. I Exempel 2 så används istället dygnsmedelvärden för att uppskatta den specifika belastningen. På det sättet kan även variationen kring medeldygnsbelastningen kvantifieras. Genom att basera beräkningen på samma dygnsprov för ett flertal parametrar fås automatiskt även korrelationen mellan dessa. Exempel 3 illustrerar konsekvensen av en varierande befolkning under året, och dess inverkan på den specifika belastningen. För att uppskatta befolkningsvariationer inom VA-området analyserades mobilitetsdata, som baseras på antalet uppkopplade mobiltelefoner. Detta är ingen standardiserad metod, utan kan ses som ett exempel på hur nya datakällor kan minska osäkerheten, och öka förståelsen, vid dimensionering.

Exempel 1: Framtagande av prognos i praktiken

Detta exempel visar hur avrundning, medelvärdesbildning och mer eller mindre subjektiva bedömningar används vid framtagande av prognos för framtida avloppsvattenflöde och belastning i Fallstudie 1. Prognosen användes för att specificera den dimensionerande belastningen (grundscenariot) i ett tidigt projektskede. Denna förutsättning hölls därefter relativt konstant och inbyggda säkerhetsmarginaler och osäkerheter blev icke-transparenta under projektets fortsättning. En liknande metodik användes i Fallstudie 2 och inspirerade till en datadriven metodik (se Exempel 2).

Projektorganisationen i Fallstudie 1 var väl medveten om vikten av de dimensionerande förutsättningarna för resultatet och därför gjordes tidigt en omfattande utredning för att fastställa dessa. Syftet med exemplet nedan är inte att påvisa att förutsättningarna togs fram lättvindigt utan snarare att belysa det faktum att flera bedömningar och antaganden behövde göras för själva fastställandet.

Metod

Ansluten befolkning prognostiserades genom att utgå från antal mantalsskrivna i reningsverkens avrinningsområden vid nuläget (år 2012) följt av extrapolering 30 år fram i tiden (år 2040). De enskilda kommunernas prognoser (med säkerhetsfaktorer) och byggplaner för bostäder användes för att beräkna det totala antalet tillkommande personer vilket gav det dimensionerande antalet anslutna personer.

För *medelflödet* till reningsverket antogs att, givet nuläget, varje tillkommande ansluten skulle ge ett tillskott på 150 L/p d. Det specifika flödet baserades på av beställaren utredd specifik vattenförbrukning. Det antogs explicit att mängden tillskottsvatten inte skulle öka. Det använda medelflödet för nuläget (år 2012) var 14% högre än medelflödet 2006–2012. Valet av ett regnigt år som nuläge angavs uttryckligen vara ett sätt att bygga in säkerhet mot klimatförändringar i dimensioneringen.

Det *maximala flödet* valdes genom att studera maxflöden 2006–2012 vilket gav strax över 18 m³/s efter att tillkommande flöde p.g.a. den ökade anslutningen lagts till. Q_{MAX} valdes till 19 m³/s. För den biologiska reningen valdes $Q_{MAX,BIO}$ till 10 m³/s vilket motsvarade 97 %-percentilen av flödesprognosen.

För att ta fram värden på specifik *föroreningsbelastning* användes historiska flödes- och provtagningsdata i kombination med expertkunskap hos personal på reningsverket. Dessa var påverkade av t.ex. rejektvatten från rötslamcentrifuger och spolvatten från filter. Därför gjordes en enkel massbalans med diverse bedömningar för att uppskatta den nuvarande verkliga inkommande belastningen. Analys av provtagningsdata gjordes för sju år (2006–2012) och det kan konstateras att värdena för TSS, BOD₇ och TP var signifikant högre för åren 2006–2008, kanske beroende på att man därefter bytte laboratorium. För TSS och TN tycks medelvärden (90 g/p d och 12 g/p d) för hela perioden ha valts och för TP ansattes de senaste årens (2009–2012) lägre värden (1,6 g/p d). För BOD₇ ansattes det tidigare laboratoriets högre specifika värden (70 g/p d) för beräkning av dimensionerande belastning.

Exempel 2: Alternativ datadriven och probabilistisk metod för att uppskatta variationer i inkommande avloppsvatten

En begränsning med metodiken i Exempel 1 är att förutsättningarna varierar för de olika nyckeltalen. Kunskap om korrelationer mellan variablerna förloras då nyckeltalen bestäms var för sig. Ett alternativt sätt att uppskatta nuvarande och framtida belastning är att utgå från rådata med dygnsupplösning och uppskatta en statistisk fördelning (se Avsnitt 5.1 för en introduktion till statistiska sannolikhetsfördelningar). Då kan även korrelationer och sannolikheten för olika kombinationer av belastningsfall beräknas. En sådan sannolikhetsfördelning är en förutsättning för osäkerhets- och känslighetsanalys som beskrivs i Avsnitt 5–5.3.

Målet med metoden är att i möjligaste mån utgå från historiska data som justeras till nuvarande förutsättningar med avseende på befolkningens mängd och specifika belastningar. Från justeringen fås information om linjära trender i specifika belastningar som man sedan subjektivt väljer om man vill extrapolera och därmed inkludera i den framtida prognosen eller ej. Metoden baseras på data som vanligtvis finns tillgängliga på reningsverk > 10 000 p.e. som summeras i Tabell 4.3. För att få tillräcklig information om mellanårsvariationer och långtidstrender bör minst tio år av historiska data användas för analysen.

Komponent	Parameter	Tidsupplösning
Flöden	Dricksvatten ($Q_{dr,v}$), inkommande flöde (Q_{in}) industrispillvattenflöde (Q_{ind})	Dygn År
Befolkning	Antal personer Halter: BOD ₇ , COD, TN, TP	År Dygn (flödesprop.)
Industri	Halter: BOD ₇ , COD, TN, TP	År (flödesprop)

Tabell 4.3

Data som används för att uppskatta variationer i inkommande belastning.

Antaganden

Metoden baseras på sex grundläggande antaganden:

- Det inkommande avloppsvattnet härrör enbart från tre källor: befolkningen, industrispillvatten och tillskottsvatten.
- Industribelastningen är konstant under året bortsett från semesterperiod och storhelger.
- Varje person bidrar i genomsnitt med en specifik belastning av näringsämnen (massa per dygn och person) och konsumerar på samma sätt en viss mängd dricksvatten per person och dygn.
- Koncentrationen på avloppsvattnet beror på mängd tillskottsvatten och hur utspätt avloppsvattnet är från befolkningen.
- Mängden tillskottsvatten beror på nederbörd, grundvattennivåer och ledningsnätets skick, det vill säga, det antas vara oberoende av antalet personer inom VA-området.
- Dygnsbelastningen för olika dygn kan ses som oberoende utfall från en statistisk fördelning som beskriver variationen i inkommande belastning.

Justering till nuläge

Baserat på antagandena genomförs sedan beräkningar för att justera historiska belastningsdata till nuläget. På så sätt fås en tidsserie med stationära koncentrationer och flöden som representerar nuläget. Samtliga justeringar baseras på linjära trender som är intuitiva att tolka. Följande beräkningssteg ingår i metoden

1. Dra av uppskattad industribelastning från inkommande total belastning
2. Korrigera koncentrationer av näringsämnen för förändringar i specifik dricksvattenkonsumtion
3. Beräkna mängden tillskottsvatten och justera för långtidstrender
4. Identifiera specifika belastningar av näringsämnen och korrigera för långtidstrender
5. Justera inkommande belastning till nuläge genom att multiplicera antal personer med specifik belastning, justerat till nuvarande befolkning för hela tidsserien
6. Addera nuvarande industribelastning
7. Uppskatta en statistisk fördelning för inkommande nuvarande belastning utifrån justerade och stationära tidsserier (steg 1–6).

Effekten av att justera en tidsserie till stationäritet och nuvärde, jämfört med rådata, visas i Figur 4.2.

Prognostisering till dimensionerande tidshorisont

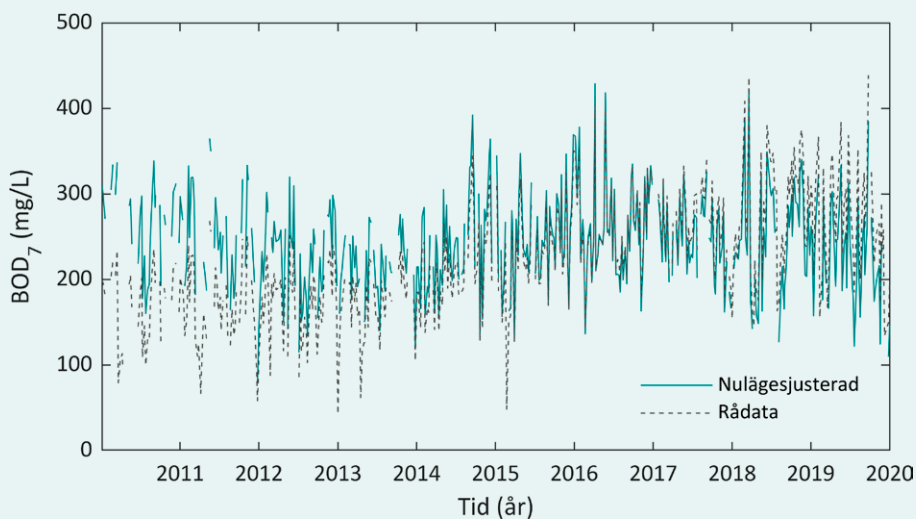
Prognos till dimensionerande år görs genom att multiplicera specifika belastningar med prognosticerad befolkning samt genom att göra subjektiva bedömningar om hur historiska trender förväntas fortgå i framtiden.

- Bestäm om nuvarande specifika belastning eller trend i specifik belastning ska användas för prognos
- Justera tidsserien efter Steg 6) genom att multiplicera antal prognosticerade personer med prognosticerad specifik belastning
- Addera prognosticerad industribelastning
- Späd ut belastning enligt tillskottsvattenprognos
- Uppskatta en statistisk fördelning av inkommande prognostiserad belastning på samma sätt som i 7)

Fördelningarna i 7) och 12) kan sedan användas för osäkerhets- och känslighetsanalys av hur variationer i inkommande belastning påverkar dimensioneringen. I Figur 4.3 visas simulerade data från en skattad fördelning i Steg 12) med data från Fallstudie 2. Dessa data används senare i rapporten för att kvantifiera hur variationer i inkommande belastningen påverkar reningskapaciteten i Fallstudie 2, se Avsnitt 6.3 (Exempel 8).

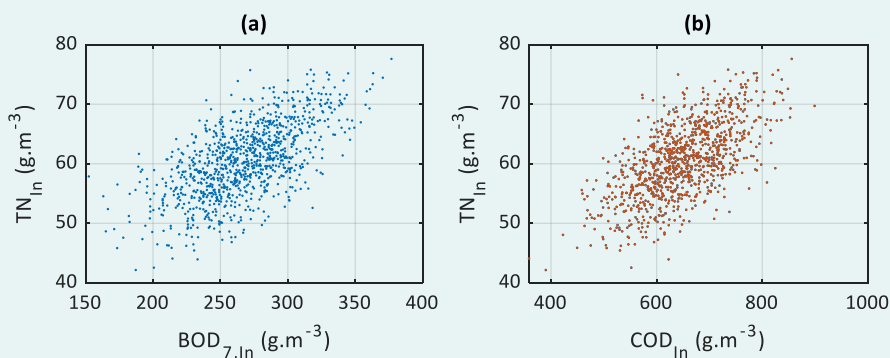
Specifik belastning är en nyckelparameter vid beräkning av dimensionerande belastning. Figur 4.4 visar tre olika sätt att beräkna specifik belastning som alla ger olika svar på samma fråga

-Vilken specifik belastning är mest representativ för det framtida (och dimensionerande) avloppsvattnet?



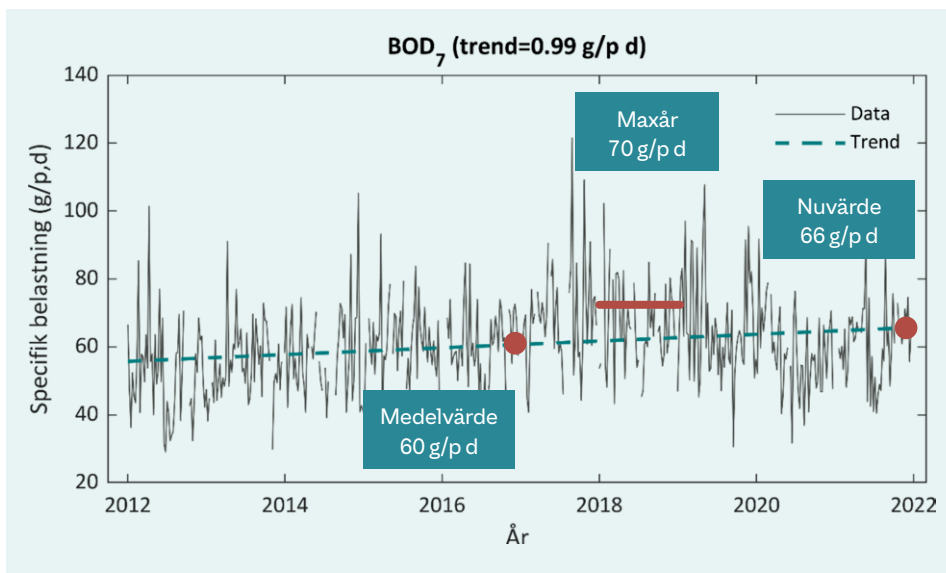
Figur 4.2

Skillnad i BOD_7 koncentration i rådata och nulägesjusterade data. Notera att koncentrationen på avloppsvattnet har ökat under perioden samt att den nulägesjusterade kurvan är stationär.



Figur 4.3

Exempel på användning av den probabilistiska data-drivna metoden med 1000 realistiska kombinationer av TN, BOD_7 och COD i inkommande vatten.



Figur 4.4

Illustration över olika sätt att välja specifik belastning utifrån historiska data (Fallstudie 1) samt trendlinje. Medelvärde och maxår användes för dimensionering i fallstudierna och nuvärdet inklusive kringliggande variabilitet i den datadrivna metoden.

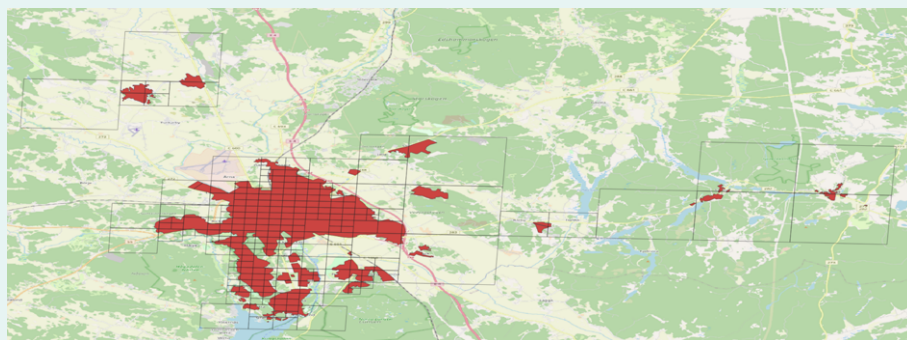
Exempel 3: Mätning av befolkningsaktivitet från rörelsedata

En begränsning med metodiken i Exempel 1 och 2 är att den inkommande belastningen normeras med en årlig befolkningsuppskattning. Det är väl känt att befolkningen både varierar under vecka och år beroende på högtider och lov, turism, in-/utpendling till arbete o.s.v. Det är däremot oklart hur stora dessa variationer är, och hur mycket det påverkar beräkningen av den specifika belastningen. I detta exempel illustrerar vi möjligheterna med att använda s.k. rörelsedata från mobiltelefonssignaler som en högupplöst uppskattning på antalet personer inom verksamhetsområdet, och alternativ till traditionell befolkningsstatistik.

Bakgrund till rörelsedata

Rörelsedata baseras på signaler från mobiltelefoner som kopplar upp sig mot Telias mobiltelefonmaster. Utifrån signalerna går det sedan att identifiera telefonens position inom ett rutnät (Figur 4.5). För att säkerställa integriteten och att unika individer inte kan spåras så aggregeras och anonymiseras signalerna i en modell, där ett minsta antal personer per ruta bestämmer rutnätets storlek (Figur 4.5).

I beräkningsmodellen ingår även en extrapolering av antalet mobilabonnemang som signaleras via Telias mobilmaster (en dryg tredjedel nationellt sett), till en uppskattning av det totala antalet personer som benämns som aktiviteter. En skillnad mellan modelluppskattningen (antalet aktiviteter) och antalet verkliga personer är att modellen enbart predikterar personer i åldersspannet äldre än 5 år. Modellen underskattar därmed det totala antalet personer jämfört med den verkliga befolkningen. Anledningen till beräkningssättet är att huvudsyftet med rörelsedata är att analysera befolkningsrörelser såsom in-/utpendling i olika orter utifrån den andel av populationen som använder mobiltelefoner. Andelen personer under fem år nyttjar inte mobiltelefoner i större utsträckning, vilket därför skulle bidra till modellfel om de inkluderades i modellen.



Figur 4.5

Överlapp av VA-områden i Fallstudie 2 (röd markering) och rutor innehållande rörelsedata (svartlinjerade rutor) där hörnen sammanfaller med Statistiska Centralbyråns nationella polygonnät. Notera att rutorna med rörelsedata är mindre i tätbefolkade ytor inom stadskärnan jämfört med rutor på landsbygden.

Uppskattning av specifik belastning med rörelsedata

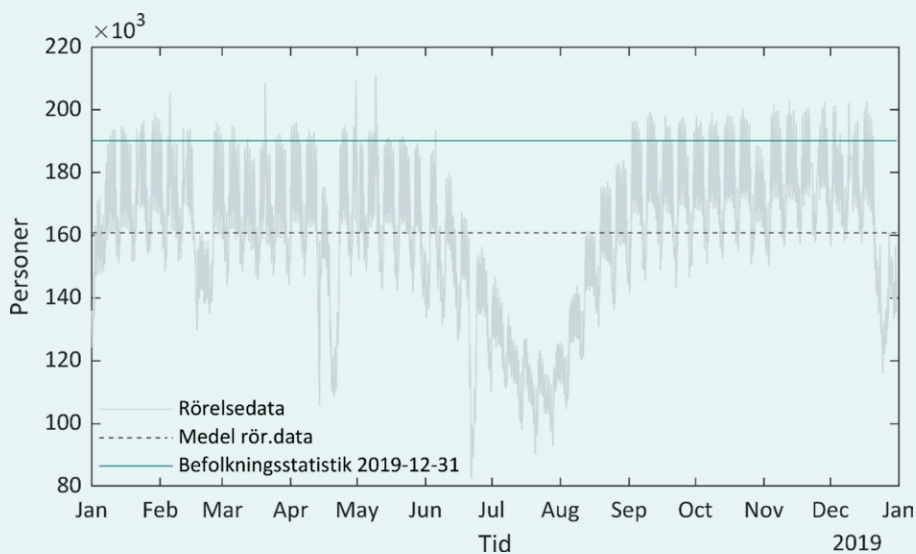
Följande steg genomfördes för att uppskatta specifik dygnsbelastning med rörelsedata:

1. VA-områdets GIS-skikt (Geografiska Informations Områden [GIS]) synkroniserades med rörelsedatarutnätet.
2. Rörelsedata med dygnsupplösning sparades ned för rutnät som angränsade VA-området. Tidsupplösningen på rörelsedata kan fås upp till 20 minuters samplingstid, men här har vi använt dygnsmedelvärdet eftersom tidsupplösningen överensstämmer med de flödesproportionella dygnsproverna på BOD₇ och övriga näringsämnen.
3. Andelen mantalsskrivna (statistik från SCB) inom VA-området respektive antalet mantalsskrivna i den totala ytan för rutorna med rörelsedata under 2019 beräknades till 96 %. Denna faktor användes för att justera aktiviteter i rörelsedata för att få en bättre uppskattning av de personer som enbart ingår i VA-området. Detta gjordes primärt för att normalisera antalet personer i de stora ytorna med låg befolkningstäthet (Figur 4.5).
4. Specifik belastning beräknades genom att dividera inkommande dygnsbelastning med motsvarande befolkningsuppskattning från rörelsedata.

Befolkningsvariationer och specifik belastning

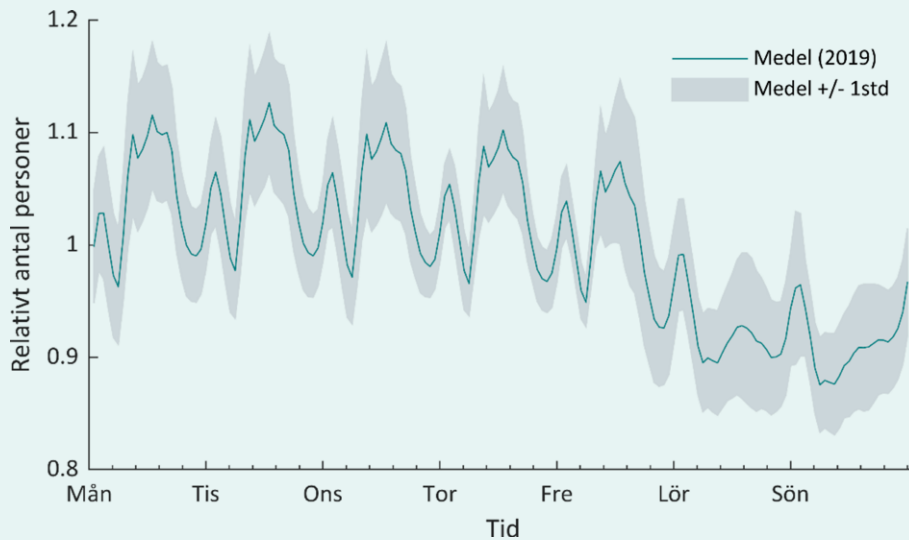
Hur uppskattning av antalet personer skiljer sig åt utifrån befolkningsstatistik för VA-området och rörelsedata visas i Figur 4.6. Det är tydligt att befolkningen minskar under sommar-månaderna, storhelger (påsk, midsommar och jul) samt även under sport- och höstlov. Den mantalsskrivna befolkningens mängd är nästan 30 000 personer högre (20 % högre) än antalet uppskattade aktiviteter från rörelsedata i Figur 4.6. En del av denna skillnad beror på modellens begränsade prediktion i åldersspannet, vilket dock bör gå att justera för med kännedom om befolkningens demografi i det aktuella fallet.

Det finns även en tydlig veckovariation med 10–20 % färre aktiviteter på helgen jämfört med veckodagarna i Figur 4.7.



Figur 4.6

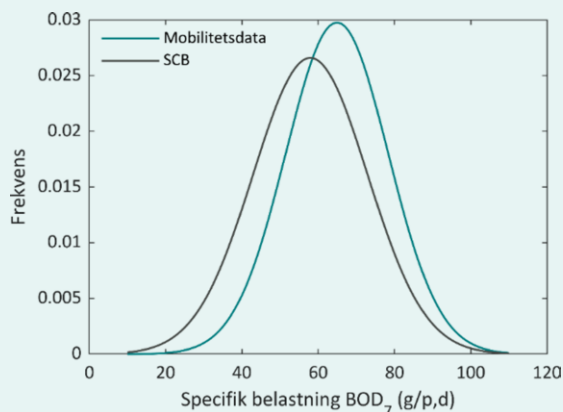
Uppskattad befolkning 2019 inom VA-området för mantalsskrivna i Statistiska Centralbyråns register (grön linje) samt rörelsedata från Telia (grå linje) samt dess medelvärde (svart streckad linje).



Figur 4.7

Veckovariation i rörelsedata 2019 där värdena normaliserats med det totala antalet personer under en vecka. Topparna mellan kl. 00–01 är ett modellfel som beror på anonymiseringen av rörelsedata.

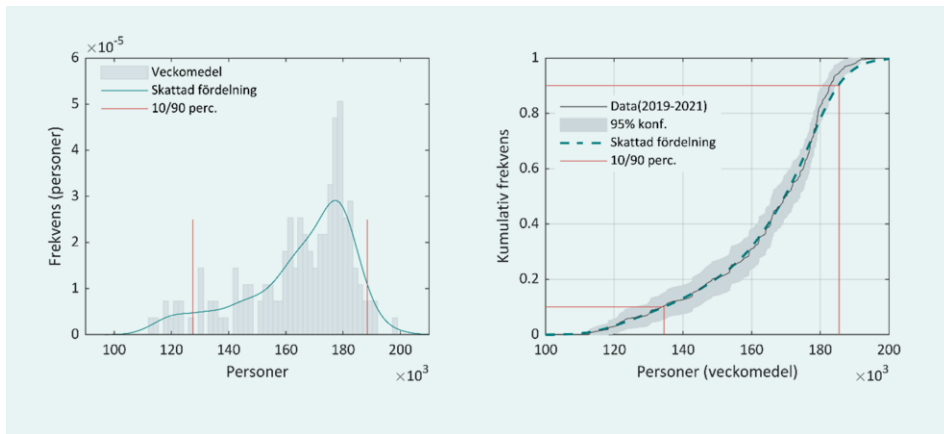
Skillnaden i specifik belastning beräknat på en konstant eller dynamisk befolkningsuppskattning visas i Figur 4.8 där det är tydligt att både medelvärdet ökar med 12 % och variansen minskar när rörelsedata används i stället för en fast befolkningsuppskattning. Huvudorsaken till detta är att befolkningsminskningen under sommarmånaderna inte ingår i den fasta befolkningsberäkningen och att den specifika belastningen därför underskattas (Figur 4.6). Det är troligt att den specifika belastningen underskattas i städer som har liknande utflyttning på sommaren, och tvärtom för turistorter. Effekten av de olika sätten att uppskatta befolkningen kan jämföras med de tre beräkningssätten i Exempel 2.



Figur 4.8

Skillnad i uppskattad specifik belastning när belastningen normeras med mobilitetsdata (grön linje) eller mantalsskrivna från SCB (grå linje). Medelvärde \pm standardavvikelse för de respektive fördelningarna är $64,9 \pm 13,4$ g BOD₇/p d respektive $57,9 \pm 15,0$ g BOD₇/p d.

Reningsverkets maxbelastning under året mäts bl.a. med begreppet maximal genomsnittlig veckobelastning (maxGVB) vilket antingen baseras på befolkningsuppskattningar, historiska mätdata eller dedikerade mätkampanjer. Mätosäkerheten för BOD₇ är stor, och i kombination med slumpmässiga provtagningsfel gör det att bestämning av den maximala BOD₇-belastning kan skapa stora diskussioner om vad den maximala belastningen egentligen är. Figur 4.9 visar hur veckobelastningen, utifrån rörelsedata, kan analyseras som stöd i diskussionen om maxGVB. Årstidsserier med rörelsedata kan även vara ett stöd för provtagningskampanjer för att fastställa maxGVB (Figur 4.6).



Figur 4.9

(a) Histogram och en empiriskt skattad fördelning över antalet personer inom VA-området under 2019–2021. (b) Kumulativ fördelning för (a). Percentiler för 10 och 90 procent indikeras med röda linjer (134 500 respektive 185 500 personer).

4.4 Osäkerheter vid val av riktlinje eller beräkningsmetodik

Förutom indata beror resultatet av en dimensionering på vilken ekvation som används, d.v.s. valet av riktlinje och beräkningsmetodik inklusive ansatta parametervärden bidrar till osäkerheten. Syftet med detta avsnitt är visa detta genom att jämföra några vanliga använda riktlinjer.

Syftet är också att introducera de dimensioneringsberäkningar som använts i projektets två fallstudier. Dimensioneringsberäkningarna kan som helhet bäst förstås genom att titta på de ingående parametrarna. Senare i denna rapport redovisas samtliga parametrar med grundvärden som används i Fallstudie 1 (Tabell 5.5 och Bilagan) och Fallstudie 2 (Tabell 6.2).

4.4.1 Dimensionering av mellansedimentering

Huvudsyftet med en mellansedimentering är att avskilja och återföra slam till den biologiska processen. Målet för en väl fungerande sedimentering är återföra minst 99–99,9 procent av biomassan. En och samma sedimenteringsbassäng används för tre funktioner för att uppnå detta: separation till klarfas av utgående vatten, kompression av slam till hög koncentration, samt som buffertlager av slam (Takács, I. och Ekama, A. G., 2020).

Om dessa funktioner inte fungerar så spolos biomassa ut, framför allt vid höga flöden, vilket påverkar utsläppshalterna negativt. Det kan även leda till sänkt slamålder och s.k. wash-out av nitrifikationsbakterier om inte slamförlusten kompenseras av minskat överskottsslamuttag eller ett minskat flöde till den biologiska reningen. Det är alltså mycket viktigt med en fungerande och väl dimensionerad mellansedimentering på aktivslamanläggningar.

Bassängytan (i förhållande till inflödet) är den parameter som har störst påverkan vid dimensionering. Sedimenteringsbassängernas effektivitet påverkas även av:

- de enskilda slamflockarnas sjunkhastighet,
- slammets förtjockningskapacitet och
- bassängens djup och övriga hydrauliska egenskaper.

En sedimenteringsbassäng kan delas in i fyra zoner: *åtskild sedimentering* där partiklar sedimenterar utan interaktion med varandra; *flocksedimentering* där partiklar flockar sig och därmed ökar sedimenteringshastigheten; *hindrad sedimentering* där partiklarna hindrar varandra och därför håller sig relativt stilla i förhållande till varandra, samt *kompression* som inträffar när koncentrationen av partiklarna blir så pass hög att partiklarna påverkar varandra mekaniskt och sedimenteringshastigheten avtar snabbt. Bassängdjup och slamlager i sedimenteringsbassängen påverkar hur dessa zoner utbreder sig.

Dålig sedimentering beror vanligtvis på en för högt belastad sedimentering (flöde och slam) eller för liten sedimenteringsyta i kombination med dåliga sedimenteringsegenskaper hos slammet. En överdrivet stor sedimenteringsbassäng kräver förstås en stor yta, vilket är en begränsning i många städer. En för stor sedimentering (i förhållande till bio-bassängen) gör att uppehållstiden kan bli för lång med nedbrytning av slam (fosfor och ammonium löses upp) samt denitrifikation (gasbildning och slamflykt) som konsekvens.

Det finns olika metoder för att dimensionera sedimenteringsbassänger där de framför allt skiljer sig åt beroende på om de baseras på empiriska tumregler och erfarenheter, fysikaliska principer eller en blandning av dessa (Tabell 4.6). En annan skillnad är vilken eller vilka funktioner (avskiljning till klarfas, förtjockning eller lagring) som dimensioneringsmetoden direkt tar hänsyn till. Utöver de traditionella metoderna i Tabell 4.6 så används även dynamiska två- eller tredimensionella flödesmodeller (CFD, eng. Computational Fluid Dynamics). Dessa modeller används framför allt för utformning av in-/utlopp, bafflar och andra detaljer som påverkar flödesmönstret. De används normalt inte för dimensionering av själva ytan eller returslamflödet, vilka istället uppskattas med traditionella metoder (Bellandi, G., AM-team, personlig kommunikation, 21 november, 2021). Just optimerade in- och utlopp kan ha en stor påverkan på utgående suspenderad substans (SS) och exempelvis en dålig utformning av flockningszonen kan öka utgående SS med i storleksordningen 15–35 procent (WEF, 2009).

En komplicerande faktor för att förstå och tillämpa de olika dimensioneringsmetoderna är att det finns en uppsjö av snarlika mätmetoder för att beskriva slammets sedimenterbarhet, vilket krävs som indata till dimensioneringsberäkningen. De tre vanligaste metoderna baseras på slamvolymindex (SVI), utspädd slamvolymindex (DSVI, eng. diluted SVI) och omrörd slamvolymindex vid 3 500 mg/l ($SSVI_{3.5}$, eng. stirred SVI) där $SSVI_{3.5}$ generellt anses vara den mest tillförlitliga mätmetoden (Torfs et al., 2016). Slamvolymindex syftar till att uppskatta volymen av en viss mängd slam efter 30 minuters sedimentering. En mer avancerad metod är att även mäta sedimenteringshastigheten vid de olika slamhalterna (eng. zone settling velocity, ZSV) som krävs för solidsflux-metoden. Samtliga mätmetoder beskrivs utförligt av Torfs et al. (2016), i boken *Experimental Methods in Wastewater Treatment* (open-access).

Anledningen till att det finns så många olika mätmetoder för sedimenterbarhet är att metoderna har utvecklats för att kompensera för de brister som successivt upptäckts. Den första metoden, och den vanligaste, är SVI som beskriver volymen av ett gram slam som fått sedimentera i ett en liter stort mätglas under 30 minuter, se Mohlmann, F.W., (1934). Trots sin utbredda användning så ger den ett dåligt mått på slammets sedimenteringsegenskaper (Ekama, G.A. et al., 1997). Mätningen påverkas av slamhalten vilket kan justeras för genom att istället mäta utspädd slamvolymindex såsom beskrivs av Stobbe, C.T. (1964) enligt Ekama, G.A. et al., (1997). Denna mätning ligger till grund för den tyska standarden ATV. Trots utspädning så har mätcyldern visat sig vara för liten och smal, vilket påverkar mätningarna. Genom långsam omrörning (i storleksordningen ett varv per minut) så kan de s.k. väggeffekterna elimineras, i kombination med att höjd:bredd-förhållandet för mätcyldrarna är 5:1. Denna metod kallas $SSVI_{3.5}$ och genomförs vid 3,5 g/L för att ytterligare standardisera mätningen. För solidsfluxmetoden behöver själva sedimenteringshastigheten mätas vilket kan genomföras genom upprepade mätningar med samma utrustning som för $SSVI_{3.5}$, men där initiala slamkoncentrationen varierar och slamvolymen vid olika tidpunkter även noteras.

Maximalt flöde är avgörande för dimensioneringen av mellansedimenteringsbassänger. En viktig aspekt när historiska (och prognosticerade framtida) flöden analyseras är att utgå från rätt tidsskala som dimensioneringsmetoden kräver. Generellt så ökar det maximala flödet med minskande samplingstid (jämför exempelvis maxtimflöde med maxmånadsflöde) och valet av tidsupplösning bör återspegla effekten av den dimensionerade processen. För en sedimenteringsbassäng som har en hydraulisk uppehållstid i storleksordningen timmar så är det även i den tidsskalan som maxflödet bör bestämmas.

Finns det andra aspekter som är kritiska med lägre tidskonstant är det dessa man behöver förhålla sig till.

Utöver ytan så kan man vid dimensioneringen även påverka mängden returslam, som till viss del kan kompensera för en mindre sedimenteringsyta. En hög returslampumpning ökar transporten av slam till botten av bassängen, och därmed sedimenteringshastigheten, men ger den negativa effekten av en lägre koncentration i returslammet och ökad energianvändning.

Dimensionering av sedimentering är ett område som studerats länge, men som fortfarande är ett högaktuellt forskningsområde. Den tekniska rapport som kom ut 1997 (Ekama et al., 1997) beskriver stora delar av den metodik som fortfarande används. En trend idag är alltmer komplexa sedimenteringsmodeller som beskriver sedimenteringen dynamiskt samt CFD-modeller i flera dimensioner. Trots utvecklingen av modeller är mellansedimentering fortfarande utmanande att modellera då många fysikaliska och biologiska fenomen samverkar (Karpinska och Bridgeman, 2016). Även om många av modellerna fortfarande utvecklas på forskningsnivå och inte kan beskriva alla aspekter så har CFD-modeller visat sig användbara för optimering och utformning av bassäng, in- och utlopp. Ett av forskningsbehoven är att kunna inkludera modeller av flocknings- och kompressionsprocessen tillsammans med själva CFD-modellen (Samstag et al., 2016).

Exempel 4 - Kapacitetsbedömning av befintlig mellansedimentering med olika riktlinjer

I detta avsnitt används den pågående dimensioneringen av Uppsalas reningsverk, Kungsängsverket, för att illustrera hur olika dimensioneringsmetoder ger olika resultat och kräver olika indata. Då dimensioneringen i Fallstudie 2 avser en tillbyggnation så är frågeställningen:

Vilket är det maximala inflödet som befintlig mellansedimentering kan hantera?

Givet ett maximalt inflöde till befintlig sedimentering kan resterande flöde och tillbyggd sedimenteringsyta bestämmas. Detta beräknings sätt skiljer sig från en ren nybyggnation där frågan i stället är hur stor yta som krävs för ett dimensionerande flöde. Oavsett designstorhet så kan samma dimensioneringsmetodik användas. Dimensionering utifrån ytbelastning eller massflöde (solidsfluxmetoden) är de två vanligaste huvudgrupperna, som i sin tur innehåller varianter. Dimensionerande data för befintlig mellansedimentering ges i Tabell 4.4, vilka krävs för att genomföra respektive dimensioneringsberäkning.

Parameter	Bio C	Enhet	Förklaring förkortning
Utgående slamhalt, biologiskt rening	4,35	kg TSS/m ³	
SV	816	mL/L	Slamvolym
SVI	242	mL/g	Slamvolymindex
DSV	676	mL/L	Utspädd slamvolym
DSVI	202	mL/g	Utspädd slamvolymindex
SSVI _{3,5}	249	mL/g	Omrörd slamvolymindex vid 3,5 g/L
ZSV (sommar/vinter)	$v_o = 9,8/7,3$	m/h	Hindrad sedimenteringshastighet
	$\varphi = 0,68/0,81$	m ³ /kg	
Area	3 600	m ²	
Djup	4,6	m	
Q _{RAS}	2 000	m ³ /h	Returslamflöde

Tabell 4.4

Dimensionerande data för mellansedimentering C på Kungsängsverket i Fallstudie 2.

Dimensionering utifrån ytbelastning

Den enklaste dimensioneringsmetoden baseras på förhållandet mellan sedimenteringsyta och inflöde, den s.k. ytbelastningen, vilket flera riktlinjer använder (Tabell 4.5).

I naturvårdsverkets dimensioneringsriktlinjer (Naturvårdsverket, 1971) baseras storleken på mellansedimentering på ytbelastningen, uppehållstiden samt slamytbelastningen. De rekommenderade värden baseras på litteraturvärden och amerikanska och tyska riktlinjer för dimensionering såsom (Pallasch och riebe 1969, Water Pollution Control Federation [WPCF], 1963). Den s.k. Ten states standards (som idag består av 11 delstater) baseras på historiska driftdata och erfarenheter som sedan 1951 kontinuerligt reviderats med 5–10 års intervall. Den senaste versionen från 2014 ger rekommendationer om yt- och slamytbelastning för olika processlösningar (Great Lakes – Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers [GLUMRB], 2014). Dessa rekommendationer baseras dock på sedimenteringsbassänger som byggdes på 1970-talet och nybyggda och optimerade bassänger kan ha upp till 20 procent högre hydraulisk kapacitet (WEF, 2013). I den välkända amerikanska standarden Design of Water Resource Recovery Facilities, framtagen av Water Environmental Federation (WEF) och American Society of Civil Engineers (ASCE) (WEF, 2018) samt komplementet för just sedimenteringsbassänger (WEF, 2005), så ges riktvärden på yt- och slamytbelastning utifrån en undersökning bland dimensioneringskonsulter. Utöver ytbelastning anges djup för klarfaszonen samt omfattande beskrivningar av utformning av tekniska detaljer såsom skrapor, inlopp, utlopp, bafflar med mera. Istället för att ange en rekommenderad metodik för att bestämma slamytbelastning så citeras ett antal olika publikationer och metoder som alla baseras på den s.k. solidsfluxmetoden som beskrivs i nästa avsnitt.

Även i Svenskt Vattens publikation (Svenskt Vatten, 2007) och Norskt Vann (Norskt Vann, 2020) används ytbelastningen som primär dimensioneringsparameter, där Norskt Vann anger värden för ytbelastning utifrån slamvolym, form på bassäng och djup. Metodiken i Norskt Vann överensstämmer till viss del med den tyska dimensioneringsriktlinjen ATV-DVWK A 131E (Abwassertechnische Vereinigung [ATV], 2000) som dock har ytterligare beräkningssteg för att bestämma bl.a. slamlagringstid och utformning av in- och utlopp. Alla tre metoder verkar vara baserade på empiri och historiska data, även om inga referenser eller data anges för hur beräkningsformlerna tagits fram. En skillnad mellan metoderna är att olika indata används (Tabell 4.6), vilket kan påverka rekommenderat intervall för ytbelastning.

Dimensionering med solidsfluxmetoden

En alternativ dimensioneringsmetod för att bestämma inflöde, slamytbelastning och returslamflöde är solidsfluxmetoden. Som tidigare nämnts så förespråkas den av WEF (2018) för att bestämma just maximal slamytbelastning. En tydlig skillnad jämfört med ytbelastningsmetoden är att returslamflödet och slamytbelastningen ingår som parametrar som justeras för att optimera slutresultatet. Vanligtvis resulterar detta i en mindre yta än om man utgår från ytbelastningen (Šikić et al., 2007).

Solidsfluxmetoden baseras på en teoretisk sedimenteringsmodell där in- och utgående massflöde av slam till sedimenteringsbassängen beskrivs med en massbalans. Massbalansen är en förenkling av verkligheten som antar att:

- slam- och inflöden är i jämvikt (eng. steady state)
- massflödena beräknas i en punkt (d.v.s. man gör ingen skillnad på längd eller djup)
- sedimenteringsförloppet kan delas in i fyra steg där det ett s.k. kritiskt slamflux begränsar hastigheten på sedimenteringen.

Sedimenteringshastigheten påverkas av slamhalten och flockarnas egenskaper som i sin tur beror på den specifika anläggningen och därför behöver mätas på den verkliga anläggningen (alternativt uppskattas om det är ett helt nytt reningsverk som ska dimensioneras). Grundmätningen är ZSV som sker på samma sätt som SSVI3.5 men med skillnaden att sedimenteringshastigheten mäts vid flera koncentrationer. Den slutliga sedimenteringshastigheten interpoleras fram ur ett flertal mätningar. Genom att veta sedimenteringshastigheten vid olika slamhalter, i kombination med in- och utgående slamhalter, kan sedan maximalt inflöde beräknas vid ett givet returslamflöde. Solidsfluxmetoden beskrivs i flertalet böcker, t.ex. (Takács och Ekama, 2020).

	Ytbelastning (m ³ /m ²)	Slamyt- belastning (kg SS/m ² h)	Returslam- flöde (Q _{ras} /Q _{in})	Uppehållstid (h)	Tidsskala	Övrigt
Naturvårds- verket (1971)	0,7–1,7	2,5–3,8	0,3–1	1,4–2,7	Q _{dim} (m ³ /h)	Sedimenteringsbassängens utformning påverkar riktvärdena
ATV (2000)	ca 0,3–2,0 0,5 / SS _{bio} x DSVI	≤ 0,5	0,5–0,75	< 2,0 (sludge)	Peak wet weather flow (m ³ /h)	Ger bl.a. stöd för djup, form, skrapor och slamlagringstid. Enbart tillämpbar för slam med sedimenterbarhet som SVI ≤ 200 mL/g
WEF (2005, 2018)	0,5–1,19 (1,70–2,72)	4,2–6,3 (8,3–10)*	Bestäms med solidsflux- metod, < 0,8 Q _{medel}	-	Average and peak flow	Spann för vanligt använda värden där peak flow (maxflöden) anges inom parentes
Svenskt Vatten (2007)	0,3–2,0 (slamvolym 800–200 mL/L)	1,5–3,5 (rek.)	0,5–1,0 (rek., andel av högsta dygnsflöde)	-	-	Slamvolymen påverkar riktlinje för ytbelastningen. Returslam anges vid högsta dygnsflöde
GLUMRB (2014)*	1,375	7,125	0,15–2	-	Peak hour flow (m ³ /h)	Q _{ras} anges som andel av dimensionerande medelflödet och ska kunna varieras under drift
Norskt Vann (2020)	0,38–3,2	-	0,33–2,67	-	Q _{maxdim} (m ³ /h)	Bassängens utformning, djup och SVI påverkar riktvärdena för ytbelastning och returslamflöde

* Great Lakes – Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers.

Då ZSV är mer tidskrävande att mäta än slamvolymindex så finns dessa vanligen inte som historiska driftdata. Ett flertal studier genomfördes på 1970- och 1990-talet för att korrelera olika slamvolymindexmätningar med ZSV. I England korrelerades mätningar av SSVI_{3.5} från 30 reningsverk (White, 1976) med ZSV vilket resulterade i riktlinjen från Water Research centre (WRc) som är en blandning av empiriska data och den fysikaliska solidsfluxmetoden.

En begränsning med solidsfluxmetoden är att kolloidala och små flockar med låg ringshastighet (exempelvis SS < 1 000 mg/l) som är svåra att separera i klarfasen inte ingår i beräkningen. Eventuell slamförlust via klarfasen behöver alltså tas höjd för med säkerhetsfaktorer. Även i botten av sedimenteringsbassängen antas en förenklad modell där kompression av slammet inte ingår i beräkningarna. Till skillnad från klarfasen så finns det funktionella modeller som kan beskriva kompressionen (d.v.s. returslamflödet får en högre koncentration utifrån en förlängd uppehållstid) såsom (Bürger et al. 2011) som dock inte integrerats för dimensionering ännu. Trots att många fysikaliska fenomen inte beskrivs så är solidsfluxmodeller grunden för dagens processimuleringar, där vissa kommersiella simulatorer även inkluderar kompression.

Även om solidsfluxmetoden förespråkats för dimensionering sedan Ekama et al. (1997) så tillämpas den inte i någon större utsträckning i Sverige. En anledning kan vara de något mera tidskrävande mätningarna av ZSV samt att man i Sverige håller kvar vid slamvolymindex (och inte SSVI_{3.5}) som t.ex. krävs för att tillämpa WRc:s anpassade solidsfluxmetodik. En annan orsak kan vara att man traditionellt även har en slutsedimentering med efterfällning som då kan kompensera för en mindre mellansedimentering. Vid byggnation av reningsverk på 60-talet fanns förstås också få befintliga sedimenteringsbassänger att mäta på.

Dimensionering av mellansedimentering för Fallstudie 2

De olika dimensioneringsmetoderna gav en stor spridning i maximalt flöde (560–4 900 m³/h, se Tabell 4.6), vilket illustrerar att spridning i dimensioneringsresultatet kan vara en osäkerhet i sig. De två främsta anledningarna till spridning var att: 1) olika typer av mätningar av sedimenterbarhet användes som indata till dimensioneringen och 2) de olika beräkningssätten (empiriska och fysikaliska samband) producerade olika resultat.

Tabell 4.5

Rekommenderade intervall för yt- och slamytbelastning för mellansedimentering och aktivt slam från olika dimensioneringsmetoder för en rektangulär mellansedimenteringsbassäng med horisontellt flöde och efterföljande slutsedimentering.

Dessutom var slamegenskaperna för dåliga (för högt SVI) för att tre av riktlinjerna (ATV, Norskt Vann och WRc) skulle kunna tillämpas. De kursiva värdena som anges i Tabell 4.6 bör därför justeras nedåt för att ta höjd för dåliga slamegenskaper, samt för att riktlinjen (och dess empiriska underliggande samband) inte är tillförlitlig för extrapolerade indata. Detta är ett tydligt exempel på begränsningen med att basera dimensionering utifrån historiska data av empiriska samband. Utöver brist på historiska drifterfarenheter så är en utmaning när förutsättningarna förändras, vilket då tar lång tid att kompensera för i de empiriska sambanden. Det tydligaste exemplet på detta är förändrad nederbörd genom klimatförändringar samt nya utsläppskrav med lägre gränsvärden och/eller kortare tidsintervall för villkorsuppfyllnad. En förutsättning för empiriskt baserade riktlinjer är därför kontinuerlig uppdatering av sambanden såsom i (WEF, 2018), samt att riktlinjens godkända intervall tydligt specificeras såsom i (ATV 2000; Norskt Vann 2020).

För den fysikaliska solidsfluxmetoden var det dimensionerande flödet i nivå med restriktiva ytbelastningsberäkningar (ATV 2020, Svenskt Vatten 2007). Detta avviker från den vanliga uppfattningen att solidsfluxmetoden vanligen ger ett högre tillåtet flöde än ATV, delvis tack vare ett högre returslamflöde samt att slamlagring inte ingår i beräkningen. Anledningen till att solidsfluxmetoden gav så pass lågt dimensionerande flöde var de mycket låga sedimenteringshastigheterna. Detta var extra tydligt under vintermätningar av ZSV ($n=2$, februari och april) som gav $750 \text{ m}^3/\text{h}$ jämfört med sommarmätningarna ($n=3$, juni–augusti) som indikerade $1800 \text{ m}^3/\text{h}$ och dubbelt så högt dimensionerande flöde som på vintern. Den s.k. kritiska slamhalten (som är flaskhalsen och ger den begränsande sedimenteringshastigheten) var $4,1 \text{ g/L}$, vilket förklarar varför det var svårt att hantera höga flöden vid slamhalter kring $4,35 \text{ g/L}$. Samtliga dimensionerande flöden inkluderade en säkerhetsfaktor på 25 procent som historiskt har krävts för att kompensera för icke-ideala praktiska begränsningar som avviker från de teoretiska antagandena i solidsfluxmetoden.

En skillnad mellan vinter- och sommarmätningarna av ZSV var temperaturen som var 12°C respektive 19°C . Trots att det finns tydliga samband mellan viskositet och temperatur ingår den sällan som parameter vid dimensionering av mellansedimentering. Även temperaturvariationer (dygnsvariationer, extremvärme och snösmältning) leder till densitetsskillnader och kan ha negativa konsekvenser för skiktning och omblandning i sedimenteringen. Trots detta saknas säkerhetsfaktorer eller beräkningar för detta i de studerade riktlinjerna.

Bortsett från temperaturvariationer så varierar sedimenterbarheten på ett ibland oförutsägbart sätt under året. Förekomst av filamentbildande bakterier och andra mikrobiologiska förändringar anges vanligen som orsak. Ett sätt att ta höjd för variationer i sedimenterbarhet, oavsett orsak, är att utgå från en viss percentil av historiska SVI-mätningar (när dessa finns). I (WEF, 2018) anges att konsulter utgår från 90–95 % percentilen av historiska SVI-mätningar. Valet av dimensionerande slamegenskaper (exempelvis ZSV eller SVI) är snarlikt valet av dimensionerande belastning och bör kunna hanteras med osäkerhetsanalys på samma sätt som i Avsnitt 4.4. Det vill säga, det dimensionerande flödet för en mellansedimentering bör baseras på kombinationen av flöde, temperatur och sedimenterbarhet. En grundförutsättning är en jämn flödes- och belastningsfördelning om flera parallella sedimenteringsbassänger används.

I Fallstudie 2 var målet att bestämma vad *befintlig* mellansedimentering kan hantera, vilket innebär att det finns historiska drifterfarenheter att utgå från. Det är intressant att den historiska drifterfarenheten för maximalt flöde var högre än vad den teoretiska solidsfluxmetoden indikerade (Tabell 4.6). På samma sätt var drifterfarenheten av maximal ytbelastning betydligt högre än de restriktiva värdena i ATV och Svensk Vatten. Däremot indikerade amerikanska riktvärden (WEF, 2018) att man borde förvänta sig ytterligare kapacitet under högflödessituationer. Detta beror troligen på att sedimenteringsegenskaperna var betydligt sämre i Fallstudie 2 än i genomsnittet för de anläggningar som ligger till grund för riktlinjen.

Jämförelsen mellan verkliga drifterfarenheter och dimensioneringsberäkningarna indikerar att mellansedimenteringen i Fallstudie 2 är maximalt belastad, och troligen överbelastad under högflöden. För framtida utbyggnation bör man därför inte förlita sig på någon extra kapacitet än de maxflöden och drifterfarenheter man har idag. Det som skulle kunna förändra förutsättningarna dramatiskt är om sedimenteringsegenskaperna förbättras. Vid referensvärden på SVI som 150 mL/g och motsvarande ZSV indikerar riktlinjerna en ökad flödeskapacitet på, i storleksordningen, 200 %.

Dimensioneringsmetod (ursprungsland)	Dimensionering				Indata	
	Inflöde (m ³ /h)	Övriga designstorheter	Kommentar		Sedimenterbarhet	Övriga parameterar
Svenskt Vatten (SE)	1 440	-		Avläsning i figur för acceptabel ytbelastning	DSV/SV	Qin
ATV (D)	1 332	Förtjockningstid = 2 h SSras = 4,4 g/L Qras = 999 m ³ /h Djup: 0,5 m klarfas 2,7 m separationszon, 0,5 m sedimenteringszon, 0,9 m lagringszon	*Ej tillämpbar. Indata utanför metodens beräkningsintervall (DSV < 600 mL/L, SVI < 200 L/g).	Utgår från konstant returslamflöde och förhållandet djup:slamvolymbelastning	DSV/SVI	Qpwwf/SSbio/
Norskt Vann (N)	3 180	Qras ≤ 2 385 m ³ /h	Ej tillämpbar. Indata ligger utanför metodens beräkningsintervall (SV < 500 mL/L), har beräknats utifrån SV= 500 mL/L.	Ytan har utökats 20 % p.g.a. slutpolering	SV	Qmaksdim, djup, skraptyp
WEF (US)	4 897 1 448	-	Baseras på riktvärden för ytbelastning och inte solidsfluxmetoden.	Peak- och medelflöde, begränsas här av slamytbelastning (100 resp. 200 kg SS/m ² ,d)	- (ZSV om solidsfluxberäkning används)	Qavg, Qpeak, Slamytbelastning
Solids flux (SA)	1 390/ 560	SSras = 6,4/6,0 g/L Qras = 3 980/1 980 m ³ /h	Beräknat för ZSV sommar/vinter med 25 % säkerhetsfaktor	Låga sedimenteringshastigheter med krav på hög slamhalt i bio-block begränsar inflödet	ZSV	SSras, SSbio
WRc (GB)	-		Ej tillämpbar. För högt SSVI _{3,5} för att kunna beräknas.	Uppskattar ZSV genom empiriskt samband med SSVI _{3,5}	SSVI _{3,5}	WRc, med justering enligt Ekama och Marais (1986)
Praktisk drifterfarenhet (< 2022)*	3 000*	SSbio = 4,3 g/L* Qras = 2 000 m ³ /h	Ursprungliga drifterfarenheter baserat på gamla mätningar som visat sig felaktiga	Maximal kapacitet vid högflödessituation, 1 dygn	SVI, DSVI, SS	
Praktisk drifterfarenhet (2022)	3 000	SSBio = 2,3 g/L Qras = 2 000 m ³ /h	Validerade SS-mätningar, 2,3–3,0 g/L SSbio maxbelastning	Maximal kapacitet vid högflödessituation, 1 dygn	SVI, DSVI, SS	

* Initialt dimensionerande förutsättningar från förstudie 2021 som visade sig felaktiga efter utbyte av SS-givare under 2022.

Tabell 4.6

Jämförelse av olika dimensioneringsmetoder av mellansedimentering och deras utfall för Fallstudie 2.

4.4.2 Dimensionerande slamproduktion

I en dimensionering för biologisk kväverening beräknas normalt slamproduktionen (SP, kg TSS/d) som funktion av processval och karaktär på inkommande avloppsvatten. Den beräknade slamproduktionen påverkar sedan storleken på både nitrifikations- och denitrifikationsvolymerna (Avsnitt 4.4.3 och 4.4.4). Den totala överskottsslamproduktionen uttrycks i enheten kg TSS/d. Endast en del av slamproduktionen består av organiskt material och anges i enheten kg VSS/d.

Den dimensionerande slamproduktionen uppskattas på olika sätt i olika riktlinjer. Vi skiljer i detta avsnitt på slamproduktion som beror på inkommande avloppsvatten (SP_{Bio}), på dosering av fällningskemikalie (SP_{Kem}) och på eventuell dosering av extern kolkälla för denitrifikation (SP_{MeOH}).

4.4.2.1 Slamproduktion från inkommande avloppsvatten

I de enklaste ansatserna antas en specifik slamproduktionsfaktor och att SP_{Bio} är proportionell mot BOD_5 -belastningen på biosteget ($BOD_{5,\text{Bio}}$), t.ex. 0,6 kg VSS/kg $BOD_{5,\text{Bio}}$ (Henze et al. 2002). Notera här enheten på slamproduktionen där endast den organiska delen av slamproduktionen beräknas. Till denna behöver ”produktion” av inert partikulärt material ($ISS=TSS-VSS$; huvudsakligen från inkommande vatten) adderas för att den totala slamproduktionen från inkommande vatten ska erhållas.

Detta sätt att räkna är en stor förenkling av verkligheten där avloppsvattnets temperatur och processens slamålder (se Avsnitt 4.4.3) har en stor påverkan på slamproduktionen. I ett högbelastat system med låg slamålder kan slamproduktionen vara dubbelt så hög som i ett lågbelastat system och detta har effekt på i princip alla aspekter av dimensionering av biosteget (volym- och syrebehov), sedimentering och slamlinjen.

I ATV (2000) (som även används i Norsk Vann) redovisas en fysikalisk ekvation där även TSS/ BOD - förhållandet på inkommande (till biosteget) vatten, temperatur och total slamålder ingår. I och med att TSS ingår i beräkningen inkluderas med denna metodik effekten av att ett avloppsvatten med hög TSS-halt också får en hög specifik slamproduktion. Även i andra metoder (Henze et al., 2008; Metcalf & Eddy Inc., 2003) redovisas metoder för beräkning av SP_{Bio} där temperatur och slamålder ingår då dessa är baserade på biokinetiska uttryck.

I bägge fallstudierna dokumenteras SP_{Bio} som en funktion av den dimensionerande BOD -belastningen på biosteget. I Fallstudie 1 används 0,9 kg TSS/kg $BOD_{5,\text{Bio}}$ medan faktorn 0,75 kg TSS/kg $BOD_{7,\text{Bio}}$ redovisas i Fallstudie 2. Med den vanligen använda omräkningsformeln $1 \text{ g } BOD_7 = 1,15 \text{ g } BOD_5$ blir då de använda värdena på slambildningsfaktor väldigt lika. I Fallstudie 1 anges i principförslaget att det använda värdet (0,9 kg TSS/kg $BOD_{5,\text{Bio}}$) ursprungligen kommer från ATV givet TSS/ BOD -förhållandet i försedimenterat vatten, dock antas den i systemhandlingen vara oberoende av temperaturen vilket går emot ATV. Faktorn 0,9 är också verifierad genom jämförelse med historisk slamproduktion och karaktär på försedimenterat vatten.

Ett problem med det sätt som flera dimensioneringsberäkningar vi sett är uppbyggd på är att ATV:s ekvation för slamproduktion inte ingår explicit i vare sig dokumentationen eller kalkylbladen. Om temperaturen, TSS-halten eller volymerna (slamåldern) ändras i beräkningen behöver faktorn (i fallstudierna 0,9 kg TSS/kg $BOD_{5,\text{Bio}}$) då manuellt korrigeras för ändringen. Detta försvårar och innebär en ökad risk för fel vid scenarioanalys.

4.4.2.2 Slamproduktion från tillsats av extern kolkälla

Ingen riktlinje för dimensionering av efterdenitrifikation med extern kolkälla har studerats i projektet.

Beräkningarna i fallstudierna bygger på att mängden COD som behöver tillsättas i form av extern kolkälla (i bägge studierna metanol) beräknas genom att mängden nitrat att efterdenitrifiera multipliceras med en utbyteskoefficient, $Y_{\text{COD}/\text{NO}_3}$ (g COD/g N). Med

hjälp av densiteteten för metanol och en antagen slambildningsfaktor, $Y_{\text{TSS/MeOH}}$ (kg TSS/kg MeOH) beräknas sedan SP_{MeOH} .

För Fallstudie 2 fanns ej information om vilka värden som använts och därför antogs i projektets beräkning (Exempel 9) samma värden som i Fallstudie 1: 0,5 kg TSS/kg metanol och 3,3 kg metanol/kg $\text{NO}_3\text{-N}$.

4.4.2.3 Slamproduktion från tillsats av fällningskemikalie

I ATV rekommenderas att en slambildningsfaktor ($Y_{\text{TSS/Fe}}$) per g tillsatt järn används (2,5 g TSS/g Fe). Motsvarande siffra i Norsk Vann är 3 g TSS/g Fe. Andra värden finns redovisade för aluminiumsalter men har inte studerats i projektet. Nödvändiga järndoseringskoncentrationer för att nå låga utgående fosforhalter vid simultanfällning redovisas inte i ATV eller Norsk Vann men t.ex. i Henze et al. (2002). Behovet av fällningskemikalie för att uppnå en viss avskiljning beror på den lokala vattenkemin och på hur doseringsanläggning utformas och värden på dimensioneringsparametrar i litteraturen kan därför vara osäkra för användning på specifika reningsverk.

Fosforavskiljning genom simultanfällning sker i Fallstudie 1 men har i detta projekt endast studerats ytligt där fosforfällningen antas påverka dimensioneringen genom ett tillskott (SP_{Kem}) till den totala slamproduktionen. Fallstudie 2 omfattar inte simultanfällning. I Fallstudie 1 används resonemang, erfarenheter från andra reningsverk och platsspecifika pilotförsök för att uppskatta hur mycket järn som behöver doseras och en kemslambildningsfaktor ($Y_{\text{TSS/P}}$) på 4,9 gTSS/gP att fälla ut används. Givet en massbalans som ger hur mycket P som behöver simutanfällas (kg P/d) räknas sedan kemslamproduktionen ut.

4.4.3 Dimensionering av nitrifikationsvolym

4.4.3.1 Användning av slamålder

Det absolut vanligaste sättet att dimensionera nitrifikationsvolymen, både i Sverige och i de flesta studerade riktlinjer, är att bestämma den totala aeroba processvolymen, V_{Aer} (m^3), med den dimensionerande aeroba slamåldern, SRT_{Aer} (d):

$$V_{\text{Aer}} = \frac{\text{SRT}_{\text{Aer}} SP}{\text{MLSS}/1000} \quad (1)$$

Den totala slamproduktionen, SP (kg TSS/d), beräknas enligt Avsnitt 4.4.2 och slamhalten i biosteget, MLSS (g TSS/ m^3) antas eller beräknas beroende på efterföljande slamseparationssteg (t.ex. mellansedimentering, Avsnitt 4.4.1).

Dimensioneringsmetoden syftar till att den dimensionerade aeroba volymen ska bli tillräckligt stor för att tillväxt av nitrifierande bakterier säkerställs. Den nödvändiga aeroba slamåldern är omvänt proportionell mot den observerade tillväxthastigheten för de nitrifierande bakterierna. Praxis är därför att SRT_{Aer} bestäms som funktion av en viss lägsta temperatur för vilken full nitrifikation önskas. Tillväxthastigheten beror vidare på ett flertal faktorer t.ex. förekomst av eventuella inhiberande ämnen i inkommande vatten, pH-värdet samt syre- och ammoniumkoncentrationen i processen. För att säkerställa att den dimensionerande processen kan nitrifiera trots variationer/osäkerheter i ovan faktorer ökas den dimensionerande aeroba slamåldern med en säkerhetsfaktor. Eftersom processvariationer på reningsverk normalt är större på mindre verk anger dimensioneringsriktlinjerna att en lägre säkerhetsfaktor ska användas för större reningsverk.

En intressant aspekt med Ekvation 1 är att, jämfört med metoder för dimensionering av t.ex. fosforfällning och denitrifikation, den inte tar hänsyn till hur mycket av det aktuella ämnet som ska omvandlas, utan det är tal om en "antingen-eller"-process (Henze et al., 2002). Detta gäller i synnerhet för ATV där utgående ammoniumhalt inte ingår som variabel i dimensioneringen. Andra riktlinjer (t.ex. Metcalf & Eddy Inc., 2003) är mer detaljerade och säger att syre- och ammoniumhalt ska anges för att tillväxthastigheten och därmed nödvändig slamålder ska kunna beräknas.

Beräkningsförfarandet ovan rekommenderas i ATV och refereras till i Fallstudie 1 där den aeroba volymen dimensioneras med en hög säkerhetsmarginal. SRT_{Aer} väljs till 10 d för temperaturen 10 °C och en säkerhetsfaktor på 1,8. Historiska data visar att en så låg temperatur är mycket ovanlig under längre perioder och säkerhetsfaktorn gäller enligt ATV för mindre reningsverk (en faktor 1,45 hade varit tillräcklig enligt ATV). Andra riktlinjer rekommenderar liknande säkerhetsfaktorer som ATV. I Henze et al. (2002) visas en kurva med osäkerhetsintervall och enligt denna ska en aerob slamålder på mellan 8–13 d användas vid 10 °C.

För Fallstudie 2 saknas detaljerad information kring vilka antaganden som görs. En dimensionerande aerob slamålder på 5,4 d vid 15 °C antas här vara tillräcklig. Om detta värde vore från ATV:s riktlinjer skulle det motsvara en säkerhetsfaktor på 1,6 i Fallstudie 2, alltså lägre än det som används i Fallstudie 1. Förutsättningarna (processlösning, utsläppsvillkor) är olika i de två fallen och därför är det naturligt att värden skiljer sig åt. I båda dimensioneringarna antas dock full nitrifikation med utgående halter på 0–1 mg NH_4 -N vid låga temperaturer och skillnaden i ansatt värde exemplifierar att olika antaganden görs i olika processdimensioneringar. Fallstudie 1 inkluderar dessutom den kraftigt luftade membranvolymen som inte inkluderas i slamåldersberäkningen. Denna blir en ytterligare säkerhetsmarginal mot wash-out av nitrifierare. Anledningen till att membranvolymen inte tas med i slamåldersberäkningen är de hårda kraven på utgående kväve som inte tillåter mycket nitrifikation i membransteget.

Ett problem som noterats i detta projekt är att Ekvation 1 inte säger någonting om var i processen nitrifikationen sker. T.ex. ATV är utformad för att nitrifikationen sker i en (1) omblandad volym medan fallstudierna omfattar flera aeroba volymer. I båda de studerade processerna är det sista steget i bioprocessen aerobt (membransteget i Fallstudie 1 och Ox-zonen i Kaskad 3 i Fallstudie 2) och eftersom höga kväverenkingskrav gäller för bägge fallstudierna är det viktigt att dimensioneringen görs så att mycket nitrifikation inte sker här. Såvitt vi har förstått går det inte att säkerställa detta enbart med resonemangen i Ekvation 1.

För att utvärdera vad de nitrat- och ammoniumkoncentrationen blir i respektive steg eller zon i reningsverket (inklusive utgående koncentration) måste slamåldersberäkningen kompletteras med en beräkning av de separata nitrifikationskapaciteterna. I en zon ”uppströms” är ammoniumkoncentrationen normalt högre vilket stimulerar en snabbare omsättning än längre nedströms. I de fallen (t.ex. MBR-processen) syrehalterna varierar behöver även detta tas hänsyn till. Även om referensgruppen delvis hävdade att denna typ av detaljerade kapacitetsberäkningar görs är vår erfarenhet att det historiskt i Sverige är ovanligt för nitrifikation i suspenderad biomassa, vilket är en av flera anledningar till att säkerhetsfaktorn behövs. Ett exempel på hur en beräkning av ammoniumkoncentrationsprofil genom ett reningsverk kan göras finns att studera i (Metcalf & Eddy Inc., (2003), se avsnittet ”Evaluation of staged reactors for nitrification”).

4.4.3.2 F/M-kvot-metoden

I engelska dimensioneringsriktlinjer (Thames Water, 2009) anges att F/M (eng. Food-to-Microorganisms) förhållandet med enhet $kg\ BOD_{5,Bio}/kg\ MLSS$ och den hydrauliska uppehållstiden ska användas för att dimensionera nitrifikationsvolymen. Eftersom slamproduktionen är proportionell mot inkommande BOD-belastning blir beräkningen lik den i Ekvation 1. Ju högre dimensionerande värde på utgående ammonium och ju mindre reningsverk desto lägre F/M-kvot tillåts. Detta är synonymt med att kräva en högre dimensionerande slamålder i Ekvation 1.

4.4.3.3 Användning av nitrifikationshastighet

I svenska dimensioneringsberäkningar redovisas och används ibland nitrifikationshastigheten, r_N (g N/kg VSS h) för att beskriva nitrifikationskapaciteten i en aktivslamvolym. I Norsk Vann anges att r_N ska användas och att denna är beroende av BOD/N-förhållandet i vattnet in till biobassängen.

En leverantör i referensgruppen angav att de använder nitrifikationshastighet för att beräkna nitrifikationskapaciteten följt av kontroll med slamålderberäkning. I deras fall uppskattas andelen nitrifierare i slammet som funktion av mängd nitrifierat kväve och slamproduktion och hastigheten beror av driftförhållande (bl.a. syre- och ammoniumkoncentration).

Från dokumentationen av några svenska reningsverk är det annars oklart om kationshastigheten i praktiken används för att dimensionera volymen eller om den räknas fram och redovisas som ett resultat av en dimensionering gjord med slamålders- eller F/M-metoden. I dokumentationen över Fallstudie 1 är det tydligtgjort att hastigheterna är beräknade endast för rimlighetskontroll.

Stegbeskickningsprocessen i Fallstudie 2 är relativt ovanlig och vi har inte hittat någon riktlinje eller vetenskaplig publikation som beskriver hur nitrifikationsvolymerna ska dimensioneras. Det är inte uppenbart att dimensionering med erfarenhetsbaserad kunskap från t.ex. ATV är tillräcklig då slamåldersberäkningen ser till bioprocessen som en helhet men även fördelningen av inkommande vatten till kaskaderna och massan luftat slam i dessa påverkar kapaciteten vilket kunde bekräftas genom modellsimuleringar.

I den tillgängliga dokumentationen över ombyggnationen i Fallstudie 2 omnämns inte nitrifikationshastighet men i Åmand (2008) anges att 2 g N/kg VSS h vid 15 °C användes för den ursprungliga dimensioneringen av stegbeskickningsprocessen. I projektets dimensioneringsberäkning för Fallstudie 2 som används i Exempel 9 valde vi att introducera en maximalt tillåten nitrifikationshastighet som vidare i känslighetsanalysen antogs vara oberoende av inkommande kol/kväve-kvot. Detta kan vara en väl grov förenkling över hur processen faktiskt dimensionerats i praktiken.

4.4.4 Dimensionering av denitrifikationsvolym

Grunden för dimensionering av denitrifikationsvolym i de flesta riktlinjerna är en massbalans där mängden $\text{NO}_3\text{-N}$ som behöver denitrifieras (N_{DN} , kg N/d) beräknas som mängden kväve in till den biologiska reningen ($N_{\text{Bio,In}}$, kg N/d) minus det som får finnas kvar i utgående vatten (N_{Ut} , kg N/d) och det kväve som tas ut med överskottsslam (N_{OS} , kg/d). Givet koncentrationen av organiskt slam i processen beräknas den nödvändiga volymen med en ansatt denitrifikationshastighet (g $\text{NO}_3\text{-N}/(\text{kg VSS h})$).

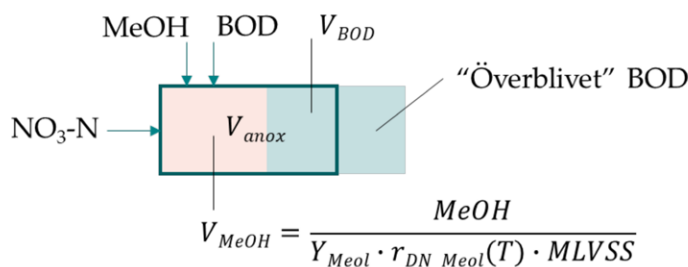
I det fall (t.ex. i Fallstudie 1) som kväve både för- och efterdenitrifieras delas N_{DN} in i kväve att fördenitrifiera (N_{FDN} , kg/d) och kväve att efterdenitrifiera (N_{EDN} , kg/d).

I Henze et al. (2002) redovisas en figur med denitrifikationshastigheter för 15 °C men det är oklart om de avser försedimenterat vatten eller ej. I Norsk Vann (2020) redovisas hastigheter som är beroende av BOD/N-förhållandet i inkommande vatten. I Metcalf & Eddy Inc. (2003) beräknas en s.k. specifik denitrifikationshastighet som förutom temperaturen beror av F/M-förhållandet och recirkulationsgraden i processen. Ett högbelastad aktivslamprocess (høgt F/M-förhållande/låg slamålder) kan enligt riktlinjen ha upp till tre gånger högre hastighet jämfört med en lågbelastad process. Detta beror delvis på att den aktiva andelen av VSS är högre i detta fall. I ATV anges inte hastigheter utan det föreslås att anoxvolymen dimensioneras empiriskt beroende på storleken på den aeroba volymen och förhållandet mellan BOD_5 i inkommande vatten och den mängd N som ska fördenitrifieras.

Dimensioneringsberäkningarna i projektets två fallstudier är lika. För att bestämma erforderlig volym antas att den organiska delen av det aktiva slammet har en viss denitrifikationskapacitet r (g $\text{NO}_3\text{-N}/(\text{kg VSS h})$). Denna beror i fallstudierna på vilken typ av kolkälla som används för denitrifikationen. I Fallstudie 1 antas att BOD_7 i inkommande

vatten består av två delar som denitrifierar snabbt respektive långsamt. I Fallstudie 2 antas endast en fraktion för inkommande BOD_7 , men där tillsätts också extern kolkälla i form av metanol (som antas denitrifiera snabbt), resultatet blir då även här denitrifikation med två olika hastigheter.

Konceptuellt beräknas sedan denitrifikationskapaciteten på samma sätt i fallstudierna, se Figur 4.10. I figuren visas ett exempel där den nödvändiga anoxa volymen (V_{anox}) för att denitrifiera en viss mängd NO_3-N beräknas. En viss dosering av metanol som i detta fall är den snabba kolkällan är också antagen. Det antas att kolkällan med den snabba hastigheten förbrukas helt innan den långsamma börjar förbrukas. Detta ger, med hjälp av en antagen utbyteskonstant Y (g BOD_7 /g N eller g COD/g N) och antagen hastighet r , en nödvändig volym för denitrifikation av snabb kolkälla (V_{MeOH}). Resterande mängd N denitrifieras därefter av den långsamma kolkällan (i detta fall "BOD") i en ytterligare volym, V_{BOD} . Den totala erforderliga volymen är summan av volymen med snabb och långsam denitrifikation. I exemplet tillsätts så mycket metanol att allt BOD i det inkommande vatten inte behövs för denitrifikationen. En alternativ dimensioneringsstrategi hade varit att minska metanoldoseringen så att mer BOD nyttjas för denitrifikationen. Eftersom BOD är "långsammare" enligt dimensioneringsberäkningarna skulle då en större volym (V_{anox}) erfordras.



Figur 4.10

Konceptuell figur över beräkningsmetodiken för denitrifikationsvolym som används i de två fallstudierna. Se brödtexten för vidare förklaring.

I processberäkningen för Fallstudie 2 kan, om BOD_7 -mängden inte är tillräcklig, denitrifikationen fortgå genom endogen respiration. Konceptuellt fås då en tredje volym som behövs för fullständig denitrifikation.

I Fallstudie 1 antogs att 40 % av försedimenterat BOD_7 är lättillgängligt och denitrifierar med hastigheten 2,5 g N/(kg VSS h) vid 15 °C. Den långsamma hastigheten är ansatt till 1 g N/(kg VSS h) och den genomsnittliga hastigheten om allt BOD_7 förbrukas blir 1,6 g N/(kg VSS h). Detta är precis den hastighet som antagits i Fallstudie 2 (där inkommande BOD_7 inte delas upp).

För efterdenitrifikation med metanol ansätts i Fallstudie 1 vid 15 °C hastigheten 3,0 g N/(kg VSS h). I Fallstudie 2 ansätts för fördenitrifikation med metanol vid 15 °C hastigheten 3,5 g N/(kg VSS h).

Den dimensionerade maximala denitrifikationskapaciteten för en volym är i beräkningarna direkt proportionell mot koncentrationen av organisk slam (MLVSS). Den antagna andelen organiskt slam i Fallstudie 1 är lägre (63 %) än i Fallstudie 2 (75 %) vilket kan förklaras av att slammet i Fallstudie 1 innehåller en hög halt järn från simultananfällningen. Det är dock intressant att konstatera att det verkar som att MLVSS/MLSS (en parameter med hög känslighet, se Exempel 7) antas i dimensioneringsberäkningarna. I mer processbaserade riktlinjer, t.ex. Metcalf & Eddy Inc. (2013) beräknas andelen genom som funktion av bl.a. slamålder samt koncentrationen av inert partikulärt och onedbrytbart organiskt material in till biobassängerna behöver anges.

Exempel 5: Dimensionerande antaganden vs. utfall

Syftet med detta exempel är att visa hur väl dimensionerande antaganden överensstämmer med verkliga driftresultat. I detta fall (Fallstudie 1) tycks denitrifikationskapaciteten vara underskattad i dimensioneringen, d.v.s. här finns en stor marginal, medan slamproduktionen är underskattad. Eftersom det saknas mätdata för estimering av individuella dimensioneringsparametrar är det svårt att precisera detaljerat vilka antaganden som har en stor säkerhetsmarginal och inte. Genom att mäta ytterligare och/eller kalibrera en processmodell mot mätdata som i Avsnitt 6.4 och nyttja ingående kunskap från denna kan skillnaden mellan dimensionerande antaganden och utfall kvantifieras ytterligare.

Bakgrund

I Fallstudie 1 fanns tillgång till driftdata från uppstarten av MBR-linjen. Detta möjliggjorde att de antaganden som gjorts under dimensioneringen kunde jämföras med det verkliga utfallet.

Metod

Tillgång till utökade provtagningsresultat fanns för en sexveckorsperiod (8/11–19/12 2021) och i första hand användes denna. Medeltemperaturen på avloppsvattnet var under perioden 16 °C.

Resultat

Det kan konstateras att karaktären på det inkommande vattnet (till biosteget) inte är identiskt med vad som angivits som dimensionerande indata, se Tabell 4.7. Detta är inte förvånande eftersom den dimensionerande belastningen motsvarar en *prognos* för hur inkommande vatten kommer se ut vid designhorisonten (år 2040), här i Fallstudie 1 efter t.ex. påkoppling av flera nya delavrinningsområden och införandet av termofil rötning (som antas öka den interna kvävebelastningen). I praktiken är det därför svårt att verifiera en dimensionering mot designbelastningen eftersom i bästa fall flödet, men inte vatteninnehållet, kan justeras i fullskala. För provtagningsperioden var den uppmätta BOD₅-belastningen på en biologisk linje (7 310 kg BOD₅/d) dock i samma storleksordning som den dimensionerande (7 450 kg BOD₅/d) och för BOD kan då provtagningsperioden ses som representativ för den dimensionerande belastningen.

Reningsresultaten för utgående vatten ligger i perioden nära men uppfyller inte helt produktionsmålen. Det ska här noteras att det utifrån resultaten i Tabell 4.7 inte går att dra slutsatsen att processen inte klarar att uppfylla ställda krav eftersom utgående koncentrationer högst sannolikt hade kunnat minskas med en annan processtyrning; de verkliga utsläppskräven under provtagningsperioden var mindre strikta än de som användes i dimensioneringen.

Uppmätta koncentrationer av inkommande suspenderad substans och fosfor är högre än vad som förutsattes i dimensioneringen. Detta bör innebära mer oorganiskt partikulärt material och en högre järndos vilket skulle ge en lägre *andel organiskt material* (VSS/TSS) i det aktiva slammet. Enligt utfallet är denna dock tvärtom högre (69 %) än i dimensioneringen (63 %) vilket indikerar en avvikelse mellan de dimensionerande antagandena och verkligt utfall.

Processens *denitrifikationskapacitet* utan extern kolkälla är underskattad i dimensioneringsberäkningen. I denna används bägge flexzonerna (Figur 2.1) för fördenitrifikation vid 16 °C som då också begränsas av inkommande BOD₅-koncentration och 20 mg COD per m³ inkommande vatten i form av metanol behöver doseras till efterdenitrifikationen. Under provtagningsperioden nyttjades endast en flexzon för fördenitrifikation och produktionsmålet nås nästan helt utan tillsats av extern kolkälla. Detta trots att uppmätt inkommande BOD₅/TN-kvot var lägre i verkligheten jämfört med de dimensionerande förutsättningarna.

Den observerade totala *slamproduktionen* i perioden var högre i verkligheten (9 900 kg TSS/d) jämfört med i dimensioneringsberäkningen (8 300 kg TSS/d) trots en jämförbar BOD₅-belastning och trots att den senare inkluderar en metanolslamproduktion på 420 kg TSS/d. Bidragande orsaker till detta är det högre TSS/BOD-förhållandet i utfallet samt att kemslamproduktionen kan ha underskattats i dimensioneringsberäkningen. Enligt mätningar innehåller överskottsslammet 840 kg Fe/d vilket bör innebära en uppmätt kemslamproduktion i biosteget på i storleksordningen 1 700 till 2 500 kg/d. Detta är mer än 1 050 kg/d som resulterade från de dimensionerande beräkningarna.

	Enhet	Dim. data	Utfall
<i>Försedimenterat:</i>			
Q	m ³ /d	76 000	71 000
T	°C	16	16
TSS	g/m ³	112	162
VSS		-	124
COD	g/m ³	-	335
BOD ₅	g/m ³	98	103
TN	g/m ³	41	44
TP	g/m ³	3,8	5
<i>Utgående vatten:</i>			
TN	g/m ³	5 ¹	5,3
NH ₄ -N	g/m ³	< 2 ²	0,15
TP	g/m ³	0,15 ²	0,18
<i>Dimensioneringsparametrar/data:</i>			
Metanoldosering	g/m ³	20	0
Järndosering	g/m ³	?	17 ^{3,4}
VSS i bioslam	%	63	69
Slamproduktion tot.	kg TSS/d	8 300	9 900
Varav kemsлам	kg TSS/d	1 050	?
Varav metanol	kg TSS/d	420	0
SRT _{Aer}	d	5,5	6,7
DO	g/m ³	?	0,7–1,0

¹Produktionsmål, årsmedel. ²Produktionsmål, månadsmedel. ³Uttryckt som motsvarande halt i inloppet till biosteget. ⁴Uträknat från slamanalyser och överskottsslamflöde.

Enligt dimensioneringsberäkningen ska en *aerob slamålder* på 5,5 d (ATV med säkerhetsfaktor 1,8) vara tillräcklig för full nitrifikation vid 16 °C och med den dimensionerande slamproduktionen ska då ingen av de två flexzonerna behöva luftas. Under provtagningsperioden var slamproduktionen högre och en flexzon luftades vilket gav en observerad aerob slamålder på 6,7 d. Detta ska inte tolkas som att en högre än dimensionerad aerob slamålder är nödvändig. Som nämnts var denitrifikationskapaciteten tillräcklig trots att endast en flexzon luftades och syrehalter i de luftade zonerna kunde hållas låga (medel 0,7 mg/l (Flex2) och 0,9 mg/l (Ox)) vilket var tillräckligt för att ge en låg utgående ammoniumkoncentration. Utifrån data från provtagningsperioden är det svårt att utvärdera dimensioneringsberäkningen m.a.p. nitrifikation. Om syrebörvärdena hade ökat till mer normala koncentrationer (2 mg/l) hade volymbehovet för nitrifikation minskat och det hade antagligen räckt att (som dimensioneringen antar) endast lufta Ox-zonen. Driftresultat från senare perioder (resultat visas ej) med kallare temperatur visar att relativt låga utgående ammoniumhalter (1–2 mg/l) kan nås vid 12 °C även med en låg aerob slamålder på 5,4 d och syrehalter i intervallet 0,9–1,5 mg/l. Det dimensionerande värdet för 12 °C är 8,2 d vilket visar på säkerhetsmarginalen i dimensioneringen.

Med ovan övergripande analys kan vi dra slutsatsen att den dimensionerade processen har en viss resiliens för störningar och osäkerheter vid det specifika scenariot med vattentemperatur 16 °C. Med en slamproduktion som är högre än den dimensionerande nås utsläppsvillkoren och nästan produktionsmålen för TN med låga syrehalter och utan att metanol behöver doseras.

Kunskap om avvikelser mellan utfall och dimensionerande antaganden kan användas av anläggningsägaren för att bättre förstå de verkliga begränsningarna i den byggda processen. För leverantören är kunskapen viktig då den är en grund för framtida förbättringar av den delvis erfarenhetsbaserade dimensioneringsmetodiken.

Tabell 4.7

Förhållanden vid verklig drift (utfall) jämfört med dimensionerande förutsättningar och beräkningar vid 16 °C. Koncentrationer är angivna som flödesviktade medelvärden. BOD₇-mätningar har räknats om till BOD₅ med faktorn 1.15.

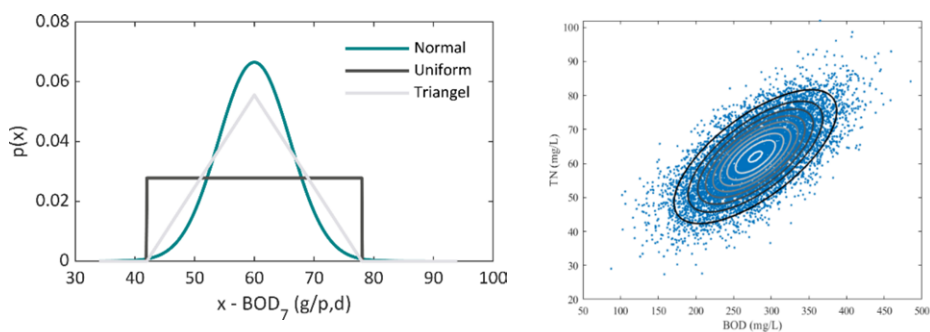
5 Osäkerhets- och känslighetssanalys

I detta kapitel beskriver vi kortfattat en generell metodik för osäkerhetsanalys som ofta benämns som Monte Carlo-metoden (Avsnitt 5.2). För att genomföra en osäkerhetsanalys behöver osäkerheterna i indata kvantifieras med en statistisk fördelning (Avsnitt 5.1). Avsnittet om osäkerhetsanalys avslutas med Exempel 6 som visar hur osäkerhetsanalys kan användas för att förstå hur osäkerheter i dimensionerande förutsättningar påverkar den luftade volymen vid en processdimensionering. Kapitlet avslutas med en introduktion till känslighetsanalys och ett exempel på detta (Avsnitt 5.3).

5.1 Statistiska osäkerhetsfördelningar

Som nämnts i Avsnitt 4.3.3 så är en förutsättning för osäkerhetsanalys att osäkerheterna i indata kvantifieras med en statistisk fördelning. De vanligaste fördelningarna vid osäkerhetsanalys är uniform-, triangel, och normalfördelning (Figur 5.1(a)). En orsak till att just dessa fördelningar är populära är att de är intuitiva och att man enkelt kan översätta kunskap om osäkerheter till fördelningarnas parametrar. Till exempel så anges extremvärden (högsta och lägsta värde) för vad som är sannolikt, tillsammans med det mest sannolika värdet, för en triangel-fördelning. Har man ingen kunskap om vad som är mest sannolikt, utan enbart en uppfattning om vilket intervall som är rimligt, kan detta beskrivas med en uniform fördelning. Normalfördelningen bestäms av dess varians och medelvärde och är grunden i de flesta statistiska test och mått på osäkerheter. Det finns en uppsjö av ytterligare statistiska fördelningar som beskrivs i de flesta böcker om statistik eller maskininläring, se exempelvis (Bishop, 2006).

Oavsett vilken fördelning som används så är målet att fördelningen ska återspegla de osäkerheter som analyseras. På samma sätt behöver man alltid tolka resultaten av en osäkerhetsanalys utifrån de fördelningar man använt.



Figur 5.1

(a) Illustration av vanliga sannolikhetsfördelningar som i denna figur beskriver osäkerheten i specifik BOD_7 -belastning med medelvärdet 60 g/p d.

(b) Korrelerad normalfördelning för inkommande koncentration av totalkväve (TN, y-axel) och BOD_7 (x-axel). Svartgrå ellipser illustrerar höjdkurvor och ökande sannolikhet med ljusare färg.

Fördelningarna i Figur 5.1(a) beskriver osäkerheten i en variabel och i Figur 5.1(b) visas korrelationen mellan koncentrationen av totalkväve och BOD_7 , som en normalfördelning. Det som Figur 5.1(b) indikerar är att det mest sannolika värdet är 280 mg BOD_7 /L och 62 mg TN/L. Eftersom de båda variablerna är korrelerade (höjdkurvorna är en skev ellips och inte en cirkel) innebär det även att koncentrationerna samvarierar. Det vill säga att osäkerheten ligger framför allt i hur utspätt inkommande avloppsvatten är, och att en mindre osäkerhet finns i förhållandet mellan de båda variablerna.

5.2 Monte Carlo-baserad osäkerhetsanalys

I detta avsnitt ger vi en kort introduktion till osäkerhetsanalys som vi nämnde i Avsnitt 4.3.3, samt visar hur den kan användas i praktiken vid dimensionering.

Målet med en osäkerhetsanalys är att kvantifiera hur osäkerheter i indata påverkar utdata. Det går att tillämpa osäkerhetsanalys på många olika sätt vid dimensionering där det vanligaste är att analysera hur osäkerheter i dimensionerande förutsättningar påverkar designstorheterna. Ett konkret exempel på detta är att analysera hur kombinationen av osäkerheter i temperatur, belastning och reduktionsgrad i försedimenteringen påverkar den dimensionerade aeroba volymen.

Rent tekniskt så baseras Monte Carlo-metoden på upprepade beräkningar med slumpmässigt valda indata. Osäkerhetsfördelningen på indata avgör hur sannolikt det är att använda ett visst värde. Till exempel, om normalfördelningen i Figur 5.1(a) används som indata så kommer det vara dubbelt så sannolikt att Monte Carlo-metoden använder 60 g BOD₇/p d som indata jämfört med 52 eller 68 g BOD₇/p d. Varje uppsättning av indata kallas för ett sampel (eng. sample) som sedan används för att genomföra beräkningen vilket här kan vara en dimensioneringsberäkning. Om tillräckligt många indata slumpas fram och används för beräkning så kan man uppskatta motsvarande osäkerhetsfördelning hos utdata. Ibland kallar man detta för att propagera en sannolikhetsfördelning genom beräkningen.

För enkla fall såsom linjära beräkningar med enbart normalfördelade indata går det att analytiskt räkna ut fördelningen på utdata utan Monte Carlo-metoden. Det är dock svårt när beräkningen innehåller många variabler, olinjära funktioner och olika statistiska fördelningar. Monte Carlo-metodiken är generell och kan användas utan förenklingar vid alla dessa förutsättningar.

Den främsta utmaningen med Monte Carlo-baserad osäkerhetsanalys är att det krävs många sampel (och därmed beräkningar) för att vara säker på att alla möjliga kombinationer av indata analyserats. Om dimensioneringsberäkningen baseras på dynamiska simuleringar av en avancerad processmodell kan varje enskild beräkning ta flera timmar. Att då slumpvis sampla blir snabbt orimligt tidskrävande. För att minska beräkningsbehovet har ett antal metoder utvecklats som begränsar antalet sampel, men fortfarande säkerställer en spridning i indata, se exempelvis (Homem-de-Mello och Bayraksan, 2014).

Osäkerhetsanalys är ganska rättfram att genomföra i Excel eller dedikerade mjukvaror/toolboxar. Det som styr valet av mjukvara är oftast hur och var själva beräkningen är implementerad.

Exempel 6: Osäkerhetsanalys av nödvändig nitrifikationsvolym

I detta exempel illustrerar vi hur osäkerhetsanalys kan användas för att analysera hur osäkerheter i indata påverkar utfallet av en statisk dimensioneringsberäkning. Detta illustreras genom att den aeroba volymen i en aktivslamanläggning dimensioneras enligt (ATV, 2020) och sedan jämförs med de dimensionerade värdena i Fallstudie 1.

I exemplet vill vi analysera hur osäkerheter i specifika belastningar, temperatur, reduktionsgrad i försedimentering samt säkerhetsfaktorer påverkar den aeroba volymen.

För att förenkla exemplet antar vi att all slamproduktion sker genom biologisk tillväxt och ingen produktion sker av inert slam från fällningskemikalier. En given slamhalt på 8 g/l (genom membranavskiljning) antas vilket ytterligare förenklar exemplet då dimensioneringen blir oberoende av flödet. I ATV utgår dimensioneringen av den aeroba volymen utifrån inkommande specifika belastningar av BOD₇ och TSS (när man bortser från slamproduktion från fosforfällning).

Osäkerheter i specifik belastning och underliggande parametrar

I Fallstudie 1 finns mycket data tillgängligt och veckovisa personspecifika belastningar skulle kunna tas fram såsom beskrevs i Exempel 2 och 3. För mindre reningsverk kan dataunderlaget vara begränsat till kvartalsvisa, eller halvårsvisa mätningar som dessutom har lägre säkerhet i flödesmätning och/eller representativ provtagning. Ett alternativ skulle vara att då utgå från genomsnittliga personspecifika belastningar för svenska reningsverk alternativt litteraturvärden. Personspecifika belastningar (årsmedel) har sammanställts utifrån inrapporterade data i Svenskt Vattens Statistik System (VASS) 2016 i (Balmér, 2018). Spann och medianvärdet för de svenska reningsverkens årsmedelvärden jämförs med litteraturvärden i Tabell 5.1. Variationen av specifika personbelastningar är mycket stor, betydligt större än analysosäkerheten, vilket illustrerar att det är bra att utgå från de lokala förutsättningarna och inte enbart förlita sig på generella nyckeltal.

Nyckeltal för personspecifika belastningar, såsom gram BOD₇ per person och dygn, baseras på flödesmätningar och analyser. En viktig källa till osäkerheter är därför själva provtagningsmetodiken samt flödesmätningen. Utöver provtagningsfel redovisar ackrediterade laboratorier ett osäkerhetsintervall för själva analysen. I Tabell 5.1 visas vanliga nivåer för analysosäkerheter.

En svårighet med att tolka osäkerheter i både analyser och provtagningsfel är att det inte redovisas (eller enkelt går att uppskatta) hur stor del av osäkerheterna som beror på slumpmässiga- eller systematiska fel. Effekten av slumpmässiga fel minskar om man använder medelvärdet av många prover. Systematiska fel kan dock inte reduceras genom extra prover utan behöver kvantifieras med separat försök. För analysosäkerheter kan exempelvis en s.k. interkalibrering mellan flera laboratorier visa på systematiska fel.

Säkerhetsfaktorer

Den personspecifika belastningen varierar beroende på säsong samt på förändringar i förhållandet mellan industribelastning och personbelastning i det specifika VA-systemet, såsom i Exempel 3. Variationerna blir tydligast i mindre VA-system. Dessa variationer (osäkerheter) hanteras i ATV med säkerhetsfaktorer som ska kompensera för variationer i inkommande belastning och flöden. Dessa variationer tas därför inte med i osäkerhetsintervallet för de personspecifika belastningarna, utan genom att definiera ett osäkerhetsintervall för säkerhetsfaktorerna (Tabell 5.1). Det är också viktigt att ta hänsyn till utsläppsvillkoren. ATV baseras på att dimensioneringen ska klara en viss procent av antalet stickprov. Detta kräver en högre säkerhetsfaktor än om målet är att nå motsvarande årsmedelvärde.

	Fallstudie 1 – dim. värden	Studerat osäkerhetsintervall (95 % konf. intervall)	Fördelning	Litteraturvärde spann/ medianvärde	Antagen mät/analytiksäkerhet (95 % konf. intervall)
p.e. (tusental)	1 621	1 621 ± 10 %	Normal	-	-
BOD ₇ (g/p d)	70	60 g/p d ± 40 %	Normal	15–80 (Henze) 19–99/49 (Balmér)	± 30 %
TSS (g/p d)	90	70 g/p d ± 20 %	Normal	40–95 (Henze)	± 10 %
Temperatur (°C), min 2 veckor	10	10 ± 2 °C	Triangel		± 0,5 °C
Säkerhetsfaktor aerob volym	1,8	1,625 ± 10 % (~1,45–1,8)	Uniform	1,45–1,8 (ATV)	-
Q (m ³ /p d)	0,15	Används inte i exemplet		0,05–0,4 (Henze)	± 5 % (MagFlow) ± 10 % (Nivå, skibord)
Tot-P (g/p d)	1,6	Används inte i exemplet		1–3 (Henze) 0,3–3,0/1,5 (Balmér)	± 10 %
Tot-N (g/p d)	12	Används inte i exemplet		2–15 (Henze) 7,7–22/12,2 (Balmér)	±15 %

Osäkerheter försedimenteringens reduktionsgrad

På samma sätt som inkommande personspecifika belastningar är behäftade med osäkerheter så finns osäkerheter i försedimenteringens avskiljningsgrad av framförallt BOD₇, TSS och Tot-P, även om dessa kan styras med fällningskemikalier. I Fallstudie 1 byggs ingen ny försedimentering och det är då möjligt att använda historiska driftsdata för att uppskatta nuvarande och framtida avskiljningsgrad. Vid nybyggnation behöver en försedimentering dimensioneras för att uppnå en viss avskiljningsgrad. Försedimenteringens uppehållstid och ytbelastning är de viktigaste dimensionerande parametrarna, men även koncentration på inkommande avloppsvatten och temperatur har en stor påverkan (Metcalf och Eddie Inc., 2013). I detta exempel används det spann som anges i (Metcalf och Eddie Inc., 2013) som osäkerhetsintervall för BOD₇ och TSS (Tabell 5.2).

	Fallstudie 1 – dim. värden	Studerat osäkerhetsintervall, 95% konf. intervall (vald fördelning)	Fördelning	Litteraturvärde, >3h HRT (Metcalf)
BOD ₅ (g/p d)	50 %	45 ± 4,5 %	Uniform	35–45 %
TSS (g/p d)	60 %	55 ± 5,5 %	Uniform	60–70 %
Tot-P (g/p d)	40 %	Används inte i exemplet		Beror på fällningsteknik
Tot-N (g/p d)	5 %	Används inte i exemplet		Beror på avloppets sammansättning och fällningsteknik

Tabell 5.1

Exempel på dimensionerande indata såsom personspecifika belastningar av inkommande avloppsvatten, temperatur och säkerhetsfaktor för luftad volym. Litteraturvärden från (Henze et al., 2000), (Balmér och Hellström, 2011)

Tabell 5.2

Osäkerhetsintervall och dimensionerande indata för försedimentering.

Beräkningar och osäkerhetsanalys

Utifrån de specificerade osäkerhetsintervallen och olika fördelningarna i Tabell 5.1–Tabell 5.2 samplades 1 000 punkter som sedan propagerades genom ATV:s beräkning av aerob volym. I Tabell 5.3 redovisas resultaten av osäkerhetsanalysen där dimensioneringen i Fallstudie 1 anges som referens. Som jämförelse visas även resultaten av osäkerhetsanalysen med olika typer av fördelningar (normal, triangel och uniform).

Det är tydligt att designen i Fallstudie 1 är restriktiv och motsvarar 95 %-percentilen för antagandet om att osäkerhetsintervallen är uniforma. Generellt så ger de olika osäkerhetsintervallen ett medelvärde som motsvarar ca 75 % av designen i Fallstudie 1. För att kvantifiera hur mycket de olika parametrarna (indata) påverkar den total osäkerheten behöver en känslighetsanalys genomföras, vilket beskrivs i Avsnitt 5.3.

Osäkerhetsfördelning	Aerob volym (m ³) Medelvärde/Mod (5 % – 95 % kvartil)
Referensberäkning, dimensionering Fallstudie 1	63 394
Osäkerhetsfördelningar enligt Tabell 5.1 och Tabell 5.2.	47 890/46 500 (37 693–59 765)
Samtliga osäkerhetsintervall, uniform fördelning	48 100/45 000 (33 956–64 487)
Samtliga osäkerhetsintervall, normalfördelning	47 845/47 500 (39 322–57 007)
Samtliga osäkerhetsintervall, triangel-fördelning (symmetrisk)	47 927/46 500 (37 736–59 618)

Tabell 5.3

Utfall av osäkerhetsanalys med olika antaganden om osäkerhetsfördelningar. Medelvärde/Mod (5 % – 95 % kvartil).

5.3 Känslighetsanalys

Känslighetsanalys är det naturliga steget efter osäkerhetsanalys eftersom ett av syftena med en känslighetsanalys är att kvantifiera hur mycket de olika indata bidrar till den totala osäkerheten i osäkerhetsanalysen. På detta sätt kan man rangordna vilka källor till osäkerhet som är viktigast att prioritera. I Exempel 6 analyserades hur osäkerheter i indata påverkade dimensioneringen av aerob volym. En känslighetsanalys i samma exempel skulle kvantifiera hur mycket osäkerheten i BOD₇-analyser, temperatur och reduktionsgrad över försedimenteringen bidrar till den totala osäkerheten i aerob volym. Detta ger då kunskap om var säkerhetsfaktorer bör placeras, eller vilka kompletterande mätningar som kan minska osäkerheterna.

Känslighetsanalys är dock inte så rättframt som en osäkerhetsanalys utan mera en iterativ process där kombinationen av indata och beräkning påverkar vilka frågor som kan besvaras. Huvudorsaken till denna begränsning är att det rent matematiskt är svårare att tolka, och därmed förstå, hur osäkerheterna i indata påverkar osäkerheten i utdata, än att enbart undersöka den totala osäkerheten. Detta gäller framför allt om dimensioneringsberäkningen är komplicerad och svår att överblicka, vilket tyvärr är just de beräkningar som är viktiga att analysera med en känslighetsanalys.

Den vanligaste strategin i en känslighetsanalys är att kvantifiera hur variansen i indata bidrar till variansen i utdata. Detta kan man dels analysera direkt med Monte Carlo-metodik, men även genom kända statistiska samband för variansen i flera variabler (eng. variance-based). Båda metoderna är beräkningskrävande och kräver oftast att modellen (här dimensioneringsberäkningen) kan analyseras iterativt med själva metoden med känslighetsanalys. Tvärt emot mjukvaror för osäkerhetsanalys så krävs

speciella mjukvaror för känslighetsanalys. Det finns en bredd av programtillägg (eng. toolboxes) som tillhör till olika mjukvaror som var och en innehåller olika metoder för känslighetsanalys, se exempelvis (Douglas-Smith et al., 2020) för en sammanställning. De mjukvaror som finns är dock inte att jämföra med kommersiella program, utan kräver för användning en god metodförståelse och programmeringsvana.

En skiljelinje för beräkningarna är om de kan beskrivas som linjära eller olinjära samband mellan in- och utdata. För indata så finns ytterligare en skillnad om variablerna är oberoende (och därmed okorrelerade) eller ej. Det enklaste fallet för en känslighetsanalys är ett linjärt system med oberoende indata som då både snabbt och enkelt kan analyseras med linjär regression. När linjär regression används för känslighetsanalys normaliseras vanligen indata så att variansen är ett (1). På så sätt analyseras inverkan av de relativa variationerna i respektive parameter, snarare än de absoluta värdena. Denna metod kallas för SRC (eng. standardized regression coefficients) och är den vanligaste känslighetsanalysmetoden och illustreras i Exempel 7. Metodens begränsning är att den förutsätter linjära samband. Hur linjärt sambandet är kan man mäta med det s.k. R^2 -värdet som beräknas på samma sätt som i traditionell linjär regression och indikerar hur mycket av variansen som kan beskrivas av den linjära modellen. Ett R^2 -värde över 0,7 anses acceptabelt och 1,0 indikerar ett perfekt linjärt samband (Saltelli et al., 2008). Detta gäller för okorrelerade indata. Är indata korrelerade så kan R^2 bli större än 1,0 och det är också möjligt att en olinjär modell med korrelerade indata får ett R^2 -värde på 0,9 utan att alls vara särskilt linjär. Av dessa anledningar behöver man noga kontrollera förutsättningarna inför en känslighetsanalys så att rätt metod används.

De metoder som kan användas på korrelerade indata är begränsade till ett fåtal och är fortfarande ett aktivt forskningsområde. Framför allt behöver beräkningsbehoven reduceras för att få praktiskt användbara beräkningar som kan tillämpas på avancerade modeller (Razavi et al., 2021). För känslighetsanalys vid dimensionering innebär detta att statistiska massbalanser i riktlinjer eller modellsimuleringar kan analyseras med korrelerade indata, men att dynamiska processmodeller med lång beräkningstid idag inte kan analyseras med en vanlig kontorsdator.

Rent psykologiskt så kan osäkerhetsanalys leda till dålig sömn när de smärtsamt stora osäkerheterna blir tydliga. Faran med känslighetsanalys är snarare att man sover gott i tron att man kvantifierat sina största osäkerheter, men att analysen baseras på felaktiga antaganden och att resultaten därmed tolkas felaktigt.

Exempel 7: Känslighetsanalys av dimensioneringsparametrar för MBR-processen

I detta exempel visas hur Monte Carlo-metoden kan ge en indikation på osäkerheten och vidare hur känslighetsanalys med beräknade SRC-värden kan användas för att rangordna och prioritera vilka osäkra indata i en traditionell dimensioneringsberäkning som i högst grad påverkar osäkerheten i olika designstorheter, i detta fall volymerna i det biologiska reningssteget i Fallstudie 1. En liknande studie, för ett mindre system, finns redovisad i Flores-Alsina et al. (2012).

Bakgrund

Frågeställning 1: Beställaren i Fallstudie 1 är medveten om att den av konsulten redovisade processdimensioneringen för den biologiska reningen innehåller ett stort antal parametrar och att värdena på dessa delvis är baserade på antaganden. Beställaren frågar därför konsulten hur säkra de kan vara på att den redovisade zonindelningen (Figur 2.1) är optimal. Konsulten gör då en osäkerhetsanalys av dimensioneringen genom att variera värdena på ingående parametrar.

Frågeställning 2: Efter att ha sett resultaten av osäkerhetsanalysen inser beställaren att zonindelningen har en viss osäkerhet. Eftersom det saknas tillgång till verkliga osäkerhetsfördelningar för de ingående parametrarna inses att osäkerhetsintervallen för delzonerna endast är indikativa. Frågan är då om någon eller några av parametrarna har extra stor påverkan på de olika zondimensionerna. Om så kan kanske osäkerhetsintervallet för dessa minskas genom att studera befintliga processdata, litteraturvärden eller genom att utföra experiment.

Metod

Som indata studeras osäkerheter i parametervärden. De dimensionerande förutsättningarna (flöde och karaktär på inkommande/utgående vatten) är i exemplet konstanta. Slambehandlingen ingår inte i beräkningen och belastningen från rötslamrejektet antas därför också vara en given förutsättning och konstant. Totalt definierades då 32 parametrar som osäkra (Bilagan). Det fanns inte möjlighet att specificera separata osäkerhetsfördelningar för dessa och därför antogs en övre och undre gräns på $\pm 10\%$ av det värde som ursprungligt används i beräkningen vara rimligt att studera. Inom detta intervall antogs det vidare inte finnas information eller kunskap om varierande sannolikhet eller beroenden och därför användes rektangulära och okorrelerade fördelningar.

För att kunna använda Monte Carlo-metoden behövs 1000-tals beräkningar/simuleringar kunna göras. Som i Fallstudie 2 bygger den ursprungliga dimensioneringsberäkningen i Fallstudie 1 på att massbalanser löses genom manuella iterationer. För detta exempel implementerades därför beräkning i programvaran MATLAB® så att lösningarna kunde itereras fram automatiskt.

Genom att propagera osäkerheten i indata (parametervärden) genom dimensioneringsberäkningen erhöles fördelningar för dimensioneringsstorheter (zonvolym) som beskrev osäkerheterna (Avsnitt 5.2). Genom att beräkna SRC-koefficienter kunde varje enskild parameters bidrag till osäkerheterna kvantifieras.

Resultat

I Tabell 5.4 redovisas den resulterande osäkerheten i designstorheter. För beräkningsmetodiken i Fallstudie 1 säger alltså resultaten att om en variation på $\pm 10\%$ av grundvärdena för samtliga parametervärden accepteras som lika rimliga ska det alltså också accepteras att värdet på de dimensionerade volymerna är osäkra. Enligt resultaten finns t.ex. två olika kombinationer av (rimliga) parametervärden som ger en totalvolym på antingen 251 200 m³ eller 156 000 m³ (alltså en variation på ca $\pm 25\%$). Det kan naturligtvis diskuteras om de antagna osäkerheterna på parametervärdena är riktiga men det är klart att de har en stor påverkan på resultatet av dimensioneringsberäkningen.

	Dimensionerad volym (m ³)					
	RASDeox	FDN	Ox	Deox	EDN	Tot
Medel	9 900	61 800	80 000	17 500	22 900	197 900
Min	5 700	34 200	57 400	12 300	16 300	156 000
Max	24 400	93 800	110 700	23 900	30 900	251 200

Tabell 5.4

Resultande medel-, min- och maxvärde för zonvolym i Fallstudie 1 vid 10 °C då 34 dimensioneringsparametrar varieras med $\pm 10\%$ från ursprungsvärdena.

SRC-värden för 18 av de totalt 34 osäkra parametrarna med avseende på de sex designstorheterna (de fem dimensionerade zonvolymerna samt totalvolymen) redovisas i Tabell 5.5. I Bilagan redovisas detaljer för samtliga parametervärden. R²-värdena är nära 1 vilket indikerar att SRC-värdena kan användas för att beskriva parametrarnas känslighet. I kolumnen r visas vilken rangordning parametrarna har där 1 betyder den mest känsliga.

Dimensioneringsparametern "VSS i bioslam" har en hög känslighet för samtliga fyra oluftade volymer vilket beror på att det i beräkningarna är den organiska delen av slammet som förbrukar syre och/eller nitrat. Hastighetsparametrarna är också känsliga och eftersom de är temperatur beroende påverkar den dimensionerande temperaturen samtliga oluftade volymer.

Tabell 5.5

Parametrar i dimensioneringsberäkningen för Fallstudie 1 med högst känslighet (SRC-värde) för olika dimensioneringsstorheter (zonvolym). r-rangordning där 1 innebär högst känslighet.

Dim.parameter	Enhet	Medel	RAS-Deox		FDN		Ox		Deox		EDN		Tot	
			R ² =0,97	r	R ² =0,94	r	R ² =1,01	r	R ² =0,98	r	R ² =1,04	r	R ² =0,94	r
Avskiljningsgrad försed.	% BOD ₅	50	0,00		0,37	3	-0,38	4	0,00	7	0,00		0,02	
Andel lätt BOD i inkommande	%	0,40	0,00		-0,22	6	0,00		0,00		0,00		-0,14	7
Dim. Temperatur	°C	10	-0,42	4	-0,19	7	-0,56	2	-0,21	5	-0,27	4	-0,57	2
Säkerhetsfaktor aerob slamålder	-	1,80	0,00		0,00		0,57	1	0,00		0,00		0,32	3
VSS i bioslam	% av TSS	63	-0,42	3	-0,58	1	-0,02		-0,53	3	-0,55	3	-0,60	1
Slambildningsfaktor, ink. BOD	kg TSS/ kg BOD ₅	0,90	0,00	10	-0,16	9	0,40	3	0,00	8	0,00		0,13	8
BOD-behov fördenitrifikation	g BOD ₅ / g N	3,70	0,00		0,23	5	0,00		0,00		0,00		0,14	6
Syrebehov, nitrifikation	g O ₂ / g N	4,59	-0,19	6	0,00		0,00		0,00		0,00		-0,03	
N-hastighet, RASDeox, 15 °C	g N/ (kg VSS h)	0,57	-0,19	7	0,00		0,00		0,00		0,00	6	-0,03	
DN-hastighet, svårnedbrytbart BOD	g N/ (kg VSS h)	1,00	0,00		-0,24	4	0,00		0,00		0,00		-0,15	5
EDN-hastighet, metanol	g N/ (kg VSS d)	3,00	0,00		0,00		0,00		0,00		-0,55	1	-0,09	
Endogen respiration, 15 °C	g O ₂ / (kg VSS d)	0,08	-0,24	5	0,00		0,00		-0,53	2	0,00		-0,11	
Effektivitet förtjockare	%	98	0,00		-0,04		-0,17	5	0,00		0,00	8	-0,12	9
RAS-flöde	×Q _{in}	4,00	0,47	2	-0,08		-0,11	6	0,13	6	-0,11	5	-0,04	
Syrehalt membran	mg O ₂ /l	5,00	0,52	1	0,00		0,00		0,00		0,00		0,08	
Nitratrec., max	×Q _{in}	4,00	0,00		0,00		0,00		0,23	4	0,00		0,03	
Syrehalt Ox-zon ut	mg O ₂ /l	1,20	0,00		0,00		0,00		0,53	1	0,00		0,07	
N för EDN	mg N/l	12,3	0,00		-0,47	2	0,09	9	0,00		0,55	2	-0,15	4

RASdeox-zonen dimensioneras för att allt syre ner till en minkoncentration ska förbrukas och RAS-flödet och syrehalten i membranbassängerna har därför en stor påverkan på dimensionerad volym. Syret förbrukas genom både endogen respiration och nitrifikation och därför påverkar två hastighetsparametrar volymen.

Fördenitrifikationszonen dimensioneras så att erforderlig mängd nitrat denitrifieras givet en dimensionerande mängd nitrat att efterdenitrifiera. Den parameter som bestämmer hur mycket som ska efterdenitrifieras ("N för EDN") har därför en hög känslighet. I det studerade osäkerhetsintervallet finns alltid tillräckligt med BOD₇ i det försedimenterade vattnet för

att denitrifiera dimensionerad mängd. Anledningen till att BOD_7 -reduktionen i försedimenteringen har en relativt hög känslighet är att denna parameter, tillsammans med "andelen snabbt BOD" och "BOD-behov för denitrifikation", bestämmer hur stor del av den totala denitrifikationen som sker snabbt respektive långsamt. Några parametrar relaterade till bioslamproduktion har också en viss känslighet i och med att dessa påverkar massbalansen och hur mycket N som behöver denitrifieras.

Deox-volymer är dimensionerad för att reducera allt syre från Ox-zonen vid ett maximalt nitratrecirkulationsflöde. Det dimensionerande värdet på syrehalten i slutet av Ox-zonen har därför hög känslighet. Både RAS- och nitratrecirkulationsflödet har samma grundvärde och det kan därför verka märkligt att påverkan av RAS-flödet på deox-volymer är mindre. Anledningen är att ett ökat RAS-flöde, förutom att öka syrebelastningen in i deox-zonen, också ökar slamhalten i bio-bassängen (MLSS). Den totala effekten av ett högre RAS-flöde innebär dock en högre nödvändig Ox-volymer, den högre syrebelastningen kompenseras inte av den högre slamhalten.

Efterdenitrifikationszonen är, i dimensioneringsberäkningen, den minst komplexa. I princip bestäms volymen av den dimensionerande mängden N att efterdenitrifiera och hastighetsparametrarna.

Volymen på den luftade Ox-zonen dimensioneras så att en dimensionerande aerob slamålder ska kunna hållas (Avsnitt 4.4.3) och värdet på säkerhetsfaktorn och dimensionerande temperatur har därför en stor påverkan. Vidare är ett flertal parametrar relaterade till slamproduktionen viktiga. Uppenbara parametrar är reduktionsgraden i försedimenteringen och slambildningsfaktorn för BOD, men även parametrar relaterade till fosforeringen och metanoldoseringen påverkar storleken på Ox-volymer. Intressant att notera är att parametern som bestämmer effektiviteten i förtjockaren har en högre påverkan på Ox-volymer än parametrarna relaterade till fosforeringen.

6 Modellbaserad dimensionering och verifiering

I de vanligt förekommande dimensioneringsriktlinjerna (ATV, 2000; Norsk Vann, 2020; Metcalf & Eddy Inc., 2003) beskrivs inte hur processmodeller ska användas för dimensionering. Flera riktlinjer, t.ex. WEF (2018) och Metcalf & Eddy Inc. (2003), listar dock dynamiska modeller som ett framtida användbart dimensioneringsverktyg och i praktiken används, om än sporadiskt, dynamiska modeller av både konsulter och beställare vid dimensionering av reningsverk.

Syftet med detta kapitel är att undersöka hur dynamiska processmodeller kan användas för dimensionering. I Avsnitt 6.1 ges först en allmän introduktion till processmodellering som är mer fysikalisk, och kräver andra och fler indata i form av parametervärden, jämfört med traditionella dimensioneringsberäkningar. Detta diskuteras och exemplifieras i Avsnitt 6.2.

Modeller vid dimensionering tillämpas idag främst för att analysera/verifiera en existerande dimensionering som är gjord med en riktlinjebaserad metod. I Avsnitt 6.3 testas och utvärderas därför en innovativ metod där processmodellen används från start för att ta fram den dimensionerande storheten i Fallstudie 2. Flera fördelar med att använda en processmodell för dimensionering identifieras. Tidskrävande arbete med att automatisera dimensioneringsberäkningarna, vilket är nödvändigt för osäkerhets- och känslighetsanalys, kan exempelvis undvikas.

Avsnitt 6.4 fokuserar på nyttan med att använda dynamisk simulering för verifiering av en existerande dimensionering. Mer specifikt har detta projekt identifierat en tillämpning som bygger på att dynamisk simulering av scenarier som är svåra att testa i verkligheten vid prestandautvärdering, i kombination med att driftdata från uppstart (Fallstudie 1) används för att kvantifiera resiliensen i den verkliga processen.

6.1 Processmodellering och simulering

Simulering av reningsverk med processmodeller är en mogen digital teknik som tillämpas i flera delar av reningsverkets livscykel:

- Analys av miljö- och klimatpåverkan givet olika processval och utsläppsvillkor (Åmand et al., 2016)
- Utveckling och test av styrstrategier (Jeppsson et al., 2007)
- Verifiering av styrsystemkod (Lindblom och Samuelsson, 2021)
- Optimering av driftparametrar (Rivas et al., 2008)
- Utbildning (Hug et al., 2012)

En processmodell är en digital representation av den fysiska verkligheten som numeriskt beskriver de viktiga processer (fysikaliska, biologiska, kemiska och hydrauliska) som sker i ett reningsverk. Jämfört med de riktlinjebaserade designmodellerna är processmodellerna mer detaljerade och beskriver de verkliga delprocesserna utan säkerhetsfaktorer.

I kommersiellt tillgänglig simuleringsmjukvara används bibliotek med validerade processmodeller och ett grafiskt användarvänligt gränssnitt där modellen byggs upp vilket ger överblick, inbyggd dokumentation och möjlighet att generera och analysera flera scenarier.

6.2 Indatabehov vid modellbaserad dimensionering

6.2.1 Parametervärden

Enligt tidigare avsnitt och exempel används vid traditionell dimensionering ofta en kombination av parametervärden från riktlinjer (t.ex. N-innehåll i VSS), från egna experiment eller erfarenheter från referensreningsverk (t.ex. denitrifikationshastighet) och historiska data (t.ex. specifik slamproduktion).

I en processmodell däremot finns en (1) uppsättning fördefinierade värden, s.k. defaultvärden, på alla ingående parametrar. Dessa inkluderar t.ex. *kinetiska parametrar* som bestämmer hur snabbt olika mikroorganismer växer och *stökiometriska parametrar* som bestämmer fördelningen mellan förbrukade och bildade modellvariabler. De flesta modellparametrarna är fysikaliska och baserade på verkliga observationer utan inbyggd säkerhetsmarginal. Värdena är mer eller mindre generellt tillämpbara och ska som helhet vara verifierade och ge verklighetstroga simuleringsresultat. Det ska dock poängteras att antalet parametrar i en processmodell över ett reningsverk är stort (100-tals) och att osäkerheten i ansatta värden på dessa medför en osäkerhet i modellresultat. En del modellparametrar är av mer empirisk karaktär och kräver att användaren specificerar ett värde baserat på en antagen funktion. Dessa finns framför allt i delmodeller för processer där tillräckligt tillförlitliga fysikaliska modeller saknas. Exempel är avskiljningsgrader för olika komponenter i försedimenteringsbassänger och förtjockare. En viktig del av modellparametrarna är också de s.k. *fraktioneringsparametrarna* som till viss del är anläggnings specifika och diskuteras separat i Avsnitt 6.2.2.

Vid dimensionering studeras normalt en ny framtida process och nya belastningsscenarion. För dessa saknas verkliga mätdata och det är därför ofta inte möjligt att kalibrera och validera modellparametrarna. I en praktisk dimensioneringsmetod som utnyttjar processmodeller behöver därför användaren ha en tilltro till modellerna inklusive defaultparametervärdena.

I de fall det finns lokal kunskap i form av mätningar från reningsverket kan modellparametervärdena ändras. Det bör dock noteras att de ofta är korrelerade vilket innebär att defaultvärdena ofta är giltiga som en helhet. Innan man av någon anledning ändrar på ett visst eller flera parametervärden bör man därför ha kunskap om hur denna/dessa påverkar och samverkar med modellen. En sammanställning och förslag på metoder för kalibrering av processmodeller finns i Rieger et al. (2012). Om processmodellen kalibreras för aktuella förhållanden och därefter används för dimensionering är det viktigt att inse att det samtidigt antas att de modelljusteringar som görs också är giltiga för de dimensionerande scenarierna. Detta är synonymt med en traditionell dimensioneringsmetodik där t.ex. historiska data för slamproduktion används för att härleda den (oftast framtida) specifika dimensionerande slamproduktionen.

6.2.2 Karakterisering av inkommande vatten

Att översätta dimensionerande förutsättningar till modellbaserad dimensionering är ibland en utmaning. I de två fallstudierna specificeras diverse flöden samt följande koncentrationer vid medelflödet (d.v.s. medelbelastningen): TSS, BOD₇, TN och TP. Den dimensioneringsmetodik som sedan används är utvecklad och anpassad för denna typ av indata. I processmodeller specificeras inkommande vatten annorlunda och mer detaljerat. Det kanske mest väsentliga är att ett värde på vattnets totala innehåll av organiskt material ska anges (vanligtvis med enheten COD). Exakt vilka koncentrationer som behöver specificeras varierar mellan olika mjukvaror; i Simba[®] som används i Fallstudie 2 anges COD, TN, TP, oorganiskt partikulärt material (ISS) och alkalinitet. Inne i processmodellen omvandlas de specificerade halterna till ett stort antal modellvariabler i en så kallad fraktioneringsmodell. Denna innehåller ett antal parametrar som bl.a. bestämmer hur den totala COD-koncentrationen delas upp i olika fraktioner såsom löst, partikulärt

och lättnedbrytbart COD. BOD-värdet ingår inte direkt i modellerna utan räknas ut som en funktion av COD-fraktionerna.

En konsekvens blir att det, givet traditionella dimensionerande förutsättningar (t.ex. Q, BOD₇, TN), kan finnas flera olika kombinationer av fraktioneringsparametrar som är möjliga och som alla uppfyller förutsättningarna. Jämfört med övriga modellparametrar finns anledning att tro att platsspecifika värden på fraktioneringsparametrar kan avvika relativt mycket från defaultvärdena eftersom sammansättningen på varje avloppsvatten varierar beroende av ett flertal faktorer (storlek på ledningsnät uppströms, förekomst av industriavloppsvatten med mera). För att minska osäkerheterna vid modellbaserad dimensionering är en möjlighet att karakterisera avloppsvattnet genom mer detaljerade mätningar såsom utforskas i det pågående SVU-projektet 21-102 "Karakterisering av kommunalt avloppsvatten".

Intressant att notera är att osäkerheten i detaljkunskap om inkommande avloppsvatten inte ändras beroende på vald dimensioneringsmetodik; i en traditionell dimensioneringsberäkning utan detaljerad karakterisering behöver osäkerheterna kompenseras för genom restriktiva val av värden på parametrar som är korrelerade mot inkommande vatten, t.ex. utbyteskoefficienter såsom BOD-behov för denitrifikation och slamproduktionsfaktorer. Dock kvarstår det faktum att en framtida rigid processmodellbaserad dimensioneringsmetodik behöver ta hänsyn till osäkerheter i kunskap om avloppsvattnets innehåll.

I många dimensioneringsprojekt, inklusive detta projekts fallstudier, anges som förutsättning avskiljningsgraden av olika ämnen i försedimenteringen. Denna typ av förutsättning kan användas för att minska antalet möjliga fraktioneringar och därmed minska osäkerheterna. Ett sådant arbetssätt användes i Fallstudie 2 och redovisas i exemplet nedan.

Exempel 8: Specifikation av inkommande vatten i Fallstudie 2

I detta exempel görs ett försök att anpassa fraktioneringsparametrarna i processmodellen till Fallstudie 2 efter de dimensionerande förutsättningarna. Det visas hur kännedom om försedimenteringens avskiljningsgrad (uppmätt eller antagen) användes för att välja parametervärden.

Bakgrund

I Tabell 6.1 (kolumnen längst till vänster) visas dimensioneringsförutsättningarna där inkommande koncentrationer utgörs av medelvärden från den probabilistiska inflödesmodellen (Exempel 2) och reduktionsgrader i försedimenteringen uppskattats från analys av historiska data. I kolumnen "Simba# default" visas motsvarande resultat från processmodellen med defaultvärden. COD och TN är indata till modellen och överensstämmer därför helt med förutsättningarna. Det kan dock konstateras att flera modellresultat (t.ex. TSS inkommande och BOD₇-reduktion) avviker från förutsättningarna när defaultparametervärden används.

Metod

Följande modellparametrar justerades för att karakterisera det inkommande och försedimenterade vattnet efter de dimensionerande förutsättningarna:

- TSS-avskiljningen ökades genom att ändra en effektivitetsparameter i försedimenteringsmodellen.
- Inkommande BOD₇ minskades och inkommande TSS ökades genom att parametern för "andelen partikulärt inert COD av totalt COD" ökades.
- Avskiljningsgraden av BOD₇ ökades genom att parametern för "andelen löst nedbrytbart COD av totalt COD" minskades.

Resultat

Efter dessa justeringar erhöles resultat enligt kolumnen "Modellbaserad dim." som också använts vidare i Exempel 9. Inkommande koncentrationer samt TSS- och BOD₇-reduktionen stämmer väl med förutsättningarna men både COD- och TN-avskiljningen överskattas. Genom att arbeta mer med fraktioneringen och justera avskiljningen av olika modellvariabler separat i försedimenteringsmodellen går det sannolikt att anpassa modellen så att även

dessa uppfyller de dimensionerande förutsättningarna. Det kan dock konstateras att det är svårare att specificera givna förutsättningar i en processmodell jämfört med i en traditionell dimensioneringsberäkning där halter och avskiljningsgrad är en direkt input.

		Dim. förutsättningar	Simba# default	Modellbaserad dim.	Traditionell dim.
Inkommande vatten:					
TSS	mg/l	367	310	367	
COD	mg/l	569	569	569	
BOD ₇	mg/l	237	261	235	237
TN	mg/l	52	52	52	52
Reduktion i försedimentering:					
TSS	%	82	69	80	
COD	%	51	48	63	
BOD ₇	%	54	33	53	53
TN	%	10	19	18	18
Försedimenterat vatten:					
TSS	mg/l	66	97	72	
COD	mg/l	279	295	208	
BOD ₇	mg/l	109	174	110	111
TN	mg/l	47	42	43	43

För att kunna jämföra den modellbaserade och traditionella dimensioneringsmetodiken vidare i Exempel 9 användes i den traditionella dimensioneringen förutsättningar enligt modellresultaten (kolumnen längst till höger).

Tabell 6.1

Fallstudie 2: Medelvärden på prognosticerade koncentrationer i inkommande och försedimenterat vatten (förutsättningar) samt motsvarande värden i för processmodellen (defaultvärden och efter justering av fraktioneringsparametrar).

6.3 Dimensionering genom steady state-simulering

I en steady state-simulering drivs processmodellen med konstanta indata (flöde, föroreningshalt och temperatur). Steady state-resultaten är slutvärdena av simuleringen som görs för en så lång tid att systemet är i jämvikt och utdata konstanta. Fördelen är att förfarandet beräkningsmässigt går snabbt, att resultaten kan redovisas som tabeller i stället för tidsserier och att tusentals simuleringar kan göras.

I detta projekt användes steady state-simulering för att bedöma kväverenkinskapaciteten för den befintliga processen i Fallstudie 2, se vidare Exempel 9 nedan och för en utförligare beskrivning Lindblom och Samuelsson (2022). Med en implementerad modell över konfigurationen ökades flödet och belastningen tills dess att utgående koncentrationer överskred utsläppsvillkoren. Kriterier för driftparametrar (syrehalt, metanoldosering, returslamflöde) och andra dimensionerande förutsättningar (maximal slamytbelastning på mellansedimenteringen) uppfylldes genom att använda regulatorer på diverse flöden.

En svårighet med att använda steady state-simulering vid dimensionering är att ett reningsverk för kommunalt avloppsvatten i verkligheten aldrig kommer ha konstanta indata. Eftersom processmodellerna är utvecklade för att beskriva verkligheten är det då relevant att fundera över vad steady state-resultaten egentligen betyder. I detta projekt uppdagades denna svårighet i Fallstudie 2 (se vidare Exempel 9 nedan) där en förutsättning var att processen skulle klara att hålla en utgående ammoniumhalt på 1 mg/l. Det visade sig här att utgående ammonium, för ett visst flöde och belastning, blev högre när inkommande vatten varierade dynamisk jämfört med steady state-lösningen. Resultatet av en steady state-simulering är alltså inte exakt samma sak som medelvärdet av en dynamisk simulering. För att dimensionera processen för att klara 1 mg/l utgående ammonium under dynamiska förhållanden fick därför ett lägre (0.8 mg/l) börvärde väljas i steady state-simuleringarna.

Traditionella dimensioneringsriktlinjer är också statiska med konstanta indata men parametervärden och beräkningar i riktlinjerna inkluderar säkerhetsfaktorer och är framtagna för att generera dimensioner som också ska klara av dynamiska variationer. I en framtida rigid modellbaserad dimensioneringsmetodik är det sannolikt att dimensioner som resulterar från steady state-simuleringar behöver utvärderas och verifieras genom dynamisk simulering med osäkra, variabla och transparenta indataprofiler.

Exempel 9: Modellbaserad och traditionell prestandabedömning av kväverenkinsprocess givet osäkerheter i inkommande belastning

Inledning

Även om det blir allt vanligare att dynamisk simulering används för att utvärdera och verifiera en processdesign är det relativt ovanligt att modellerna direkt används för att ta fram värden på dimensioneringsstorheterna. För detta används oftast traditionella dimensioneringsberäkningar som är uppbyggda enligt Kapitel 3 och Avsnitt 4.4. Det finns dock flera potentiella fördelar med att använda modeller i dimensioneringssyfte (se vidare diskussionen i Avsnitt 7.2) men skillnader, för- och nackdelar med de två metoderna behöver analyseras ytterligare i verkliga fallstudier. I detta exempel utvärderas därför en traditionell och en modellbaserad dimensioneringsmetodik för ett verkligt dimensioneringsproblem (Fallstudie 2).

Den studerade processkonfigurationen har tidigare introducerats i Avsnitt 2.2 (Figur 2.2) och frågeställningen är vilken kapacitet de befintliga volymerna har givet osäkerheter i inkommande avloppsvattenkoncentrationer. Kapaciteten bedöms för kvävereningen och ges som det dimensionerande dygnsmedelflödet, Q_c (m³/d). En mer detaljerad beskrivning av detta exempel har redovisats i Lindblom och Samuelsson (2022).

Metod

Genom att använda den probabilistiska inflödesestimeraren (Exempel 2) genererades 1000 realistiska framtida (år 2050) värden på inkommande COD-, BOD₇- och TN-halt. Motsvarande kapaciteter beräknades sedan med den traditionella och modellbaserade metoden. Med dessa resultat kunde följande frågeställningar studeras för bägge metoderna:

1. Hur propageras osäkerhet i indata till osäkerhet i utdata?
2. Vilka indata har störst påverkan på osäkerhet i utdata?
3. Hur skiljer sig antaganden åt mellan de två metoderna?

För att kunna jämföra de två metoderna var det viktigt att flera *dimensioneringsförutsättningar* definierades och att dessa gällde för bägge.

Som *utsläppsvillkor* gällde att produktionsmålen (totalkväve < 8 mg/l, ammoniumkväve < 1 mg/l) som medelvärde inte ska överskridas vid det dimensionerande dygnsmedelflödet Q_c , även då temperaturen på inkommande vatten är låg ($T = 9\text{ }^\circ\text{C}$).

Som visats i Avsnitt 4.4.1 ger olika antaganden och val av beräkningsmetodik för *mellansedimenteringen* stor skillnad i bedömd kapacitet. Detta gäller även för de dynamiska sedimenteringsmodellerna. För att fokusera exemplet mot att utvärdera och jämföra beskrivningen av de biologiska processerna beslutades att dimensioneringen i bägge fallen skulle göras för följande gemensamma förutsättningar kring mellansedimenteringen: (1) returslamflödet beräknas som $1.7 Q_c$ och (2) slamybelastningen (inklusive returslam) på mellansedimenteringen vid medelflöde får inte överskrida $3,8\text{ kg TSS}/(\text{m}^2\text{h})$. Antagandena är baserade på praktisk erfarenhet från nuvarande drift.

Metanol antas i framtiden kunna doseras till både Kaskad 2 och Kaskad 3 i stegbeskickningsprocessen men inte till Kaskad 1. För att inte göra exemplet allt för komplicerat beslutades att metanoltillsatsen till Kaskad 2 hålls konstant ($0,5\text{ m}^3/\text{d}$) och att doseringen till Kaskad 3 varierar så att utgående villkor på totalkväve uppfylls. Detta innebär att en viss begränsning av tillåten metanoltillsats införs som förutsättning.

För att ytterligare förenkla exemplet har även *flödesfördelningen* till de tre kaskaderna hållits konstant. Preliminära beräkningar med den traditionella dimensioneringsmetoden (se nedan) visade att nitrifikationshastigheten ofta begränsade kapaciteten och med den ansatta fördelningen (36,5 %, 32 %, 31,5 %) och givna volymer fördelas inkommande kväve jämnt över den tillgängliga aeroba slammängden.

Det ska noteras att förutsättningar för returslamflöde och fördelning av inkommande flöde ovan sätts för att förenkla exemplet och för att erfarenheter av dessa i praktiken finns. I en mer omfattande dimensioneringsprocess bör flödena ingå som variabler att välja som funktion av inkommande belastning.

Traditionell dimensioneringsmetodik (DC)

Ursprungligen var tanken att den traditionella dimensioneringsmetoden (DC-Design Calculation) skulle motsvara den metod som används av konsulterna i den verkliga fallstudien. Den beskrivning som finns tillgänglig i förstudierapporten var dock inte tillräcklig för att beräkningarna skulle kunna återskapas och det gick inte heller att få tag på historisk dokumentation över hur stegbeskickningsprocessen ursprungligen dimensionerats. Därför utvecklades i projektet en dimensioneringsberäkning som sannolikt liknar, men som inte överensstämmer exakt med, den som används i praktiken.

Den traditionella dimensioneringsmetoden bygger på att ett antal empiriska samband (Avsnitt 4.4) och parametervärden används för att ställa upp och lösa en statisk massbalansberäkning. I detta exempel är dimensioneringsstorheten det maximala värdet på Q_c för vilket samtliga av följande kriterier är uppfyllda ($T = 9\text{ }^\circ\text{C}$):

1. Erforderlig mängd N att nitrifiera (N_{Nit} , kg/d) kan uppnås utan att den maximala nitrifikationshastigheten överskrids i Kaskad 1, 2 eller 3 ($1,1\text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{kg VSS h})$).
2. Erforderlig mängd N att denitrifiera (N_{Dn} , kg/d) kan uppnås utan att den maximala denitrifikationshastigheten med metanol överskrids i Kaskad 3 ($1,5\text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{kg VSS h})$).
3. Erforderlig mängd N att denitrifiera (N_{Dn} , kg/d) kan uppnås utan att den kritiska aeroba slamåldern för hela systemet (9 d) underskrids.

Uppbyggnaden av den traditionella beräkningen beskrivs ytterligare i Tabell 6.2 där flera indata och utdata redovisas. Den traditionella beräkningsmodellen implementerades i mjukvaran MATLAB[®] så att det iterativa förfarandet (Avsnitt 3.6) med att hitta Q_c för varje realistisk kombination av inkommande BOD₇ och totalkväve kunde automatiseras.

En praktisk erfarenhet är att det var tidskrävande och svårt att förstå både (1) hur beräkningarna var gjorda och (2) att automatisera iterationerna. När arbetet väl var gjort fanns dock stora möjligheter att snabbt testa scenarier i form av alternativa uppsättningar indata.

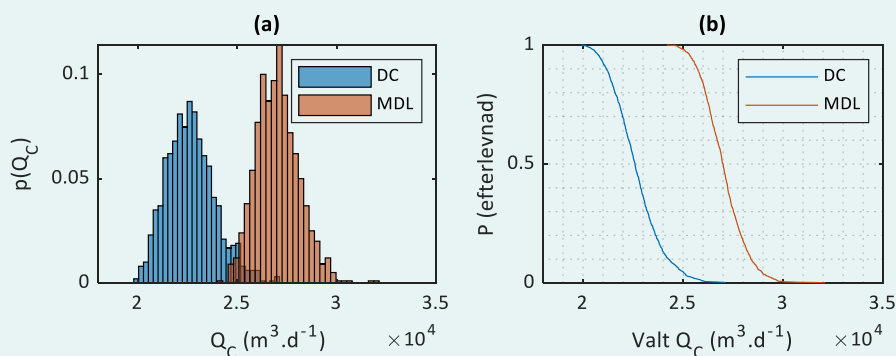
Dimensioneringsmetodik med processmodellering

I den modellbaserade dimensioneringsmetodiken implementerades processkonfigurationen med befintliga dimensioner i en kommersiellt tillgänglig simuleringsmjukvara. Samtliga modellparametrar hade defaultvärden utom några som enligt Exempel 8 justerades för att förutsättningarna kring inkommande och försedimenterat vatten skulle vara samma i de två metoderna.

För varje kombination av COD och totalkväve i inkommande vatten ökades det in pumpade flödet och metanoldoseringen till Kaskad 3 med hjälp PI-regulatorer till dess att den utgående koncentrationen av totalkväve eller ammoniumkväve överskred gränsvärdena. Med modellmetodiken utnyttjades PI-regulatorer även för att säkerställa att de dimensionerande förutsättningarna följdes: syrekoncentrationerna i de luftade zonerna styrdes till $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ och slamybelastningen hölls under den kritiska genom att slamhalten i Kaskad 3 sänktes då inkommande flöde ökades.

Resultat

Den resulterande osäkerheten i kapacitet redovisas i Figur 6.1. I Figur 6.1(a) visas histogram med beräknade kapaciteter givet osäkerheterna i inkommande koncentration av COD, BOD_7 och TN. Samma data kan också visas som i Figur 6.1(b). Ur den kan sannolikheten att processen uppfyller utsläppskraven vid ett visst valt medelflöde utläsas. Enligt den traditionella dimensioneringsberäkningen kan t.ex. flöden högre än $28\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ aldrig renas tillräckligt. Med den modellbaserade metoden kan detta flöde renas för 56 % av tänkbara inkommande halter, d.v.s. med sannolikheten 0,56. Resultaten gäller för de antagna driftinställningarna och förutsätter att de två dimensioneringsmetoderna och osäkerhetsfördelningen för inkommande koncentrationer stämmer.



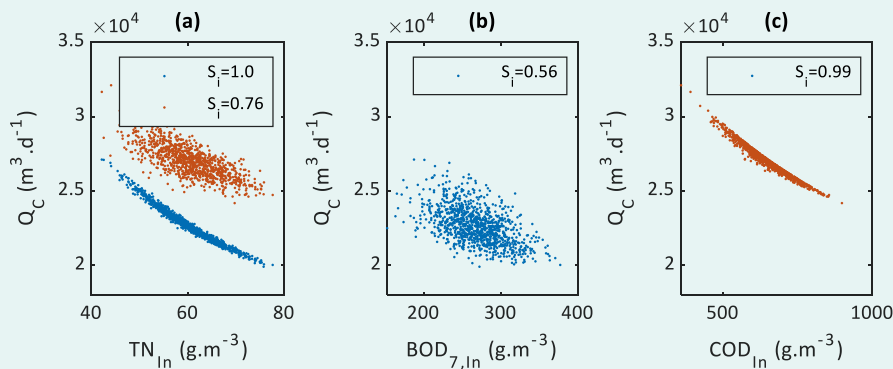
Figur 6.1

Osäkerhetsanalys av kapaciteten för Block C med två dimensioneringsmetoder och osäkerheter i inkommande COD, BOD_7 och TN.

I den traditionella dimensioneringsberäkningen visar *känslighetsanalysen* att osäkerheten i tillåtet medelflöde (kapaciteten) i detta fall i högst grad påverkas av den inkommande kvävekoncentrationen (Figur 6.2(a)). För en TN-koncentration på 50 mg/l är exempelvis kapaciteten ungefär $25\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ även om BOD_7 -koncentration varierar $190\text{--}260 \text{ mg/l}$. Korrelationen mellan TN och Q_c med beror på att det antagna kriteriet för maximalt tillåten *nitrifikationshastighet* begränsar Q_c för alla kombinationer av inkommande BOD_7 och TN. Sambandet är inte helt linjärt vilket beror på att också mängden slam i systemet påverkar; när inkommande kvävekoncentrationen sjunker kan flödet ökas men den tillåtna ökningen motverkas av att mängden slam också minskar p.g.a. begränsningen i slamybelastningen. Den lilla känsligheten för BOD_7 -koncentrationen på Q_c (Figur 6.2(b)) beror på att slamproduktionen påverkas och därmed andelen inkommande kväve som behöver nitrifieras.

Med den modellbaserade dimensioneringen har osäkerheten i tillåtet medelflöde i stället hög känslighet för inkommande COD-koncentration (Figur 6.2(c)). För en COD-koncentration på 600 mg/l är kapaciteten ungefär $28\,000 \text{ m}^3/\text{d}$ trots att TN-koncentrationen för denna COD-halt varierar mellan $45\text{--}60 \text{ mg/l}$. Enligt resultaten gäller då att, för att osäkerheten ska minska, en beställare bör fokusera på att välja dimensionerande TN-koncentration om DC-beräkningen används. Om modellmetodiken används bör fokus i stället vara på COD-koncentrationen.

I DC-beräkningen är det enkelt att förklara *varför* inkommande kvävekonzentration påverkar kapaciteten i och med att det begränsande kriteriet är en direkt output från dimensioneringsberäkningen. Från den modellbaserade metodiken kan vi dra slutsatsen att inkommande COD har störst påverkan men det är inte uppenbart varför. Sambanden i modellen är tillgängliga men signifikant mer komplexa än i den traditionella beräkningen och ytterligare arbete med analys av resultaten hade varit nödvändigt för en vidare förklaring.



Figur 6.2

Kapaciteten som funktion av de korrelerade osäkra inkommande koncentrationerna. Blåa punkter: DC. Röda markeringar: MDL.

I Tabell 6.2 jämförs antaganden och resultat i dimensioneringsberäkningen med resultat givet den modellbaserade metodiken och det är tydligt att flera av de antagna kriterierna i DC-beräkningen indikerar en lägre kapacitet än modellen. Den antagna *maximala nitrifikationshastigheten* i DC-beräkningen ($1,1 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{kg VSS h})$) var restriktiv men inte orimlig givet den låga temperaturen, de hårda kraven på ammonium ut och hastigheter angivna i den ursprungliga processdimensioneringen (redovisade i Åmand L. (2008)). Enligt modellen är högre hastigheter möjliga.

Den resulterande *aeroba slamåldern* vid den kritiska nitrifikationshastigheten är i DC-beräkningen signifikant högre (medel 16 d) än den som antas vara begränsande vid 9°C (9 d). Resultaten från kapacitetsbedömningen med modellen visar också att höga aeroba slamåldrar (medel 14 d) fås vid de maximala belastningarna.

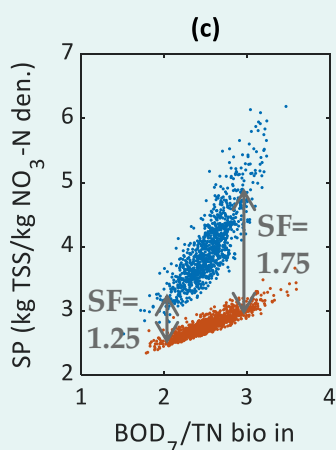
Enligt modellen är *denitrifikationskapaciteten* högre än vad som antas vara möjligt i DC-beräkningen, både med och utan tillsats av metanol. Det ska här noteras att modellen inte är stresstestad. Vi vet alltså bara att kapaciteten är högre men inte vad den maximala kapaciteten är.

Flera parametrar som i DC-beräkningen antas vara konstanta värden varierar ganska mycket enligt MDL-metodiken vilket illustrerar att de två metoderna konceptuellt är olika gällande:

- den procentuella avskiljningen av kväve i försedimenteringen,
- den specifika slamproduktionen (SP) från både inkommande BOD och doserad metanol, samt
- karaktären på det aktiva slammet i form av organisk andel och kväveinnehåll.

Parameter/ variabel	Enhet	DC		MDL
		Par.	Observerad Medel(min/max)	Observerad Medel(min/max)
Försedimentering avskiljning	% COD	-		63,5 (63,5/63,5)
	% BOD ₇	53,0		53,3 (53,3/53,3)
	% TN	18,0		17,9 (13,3/23,6)
Nitrifikationshast.	g NH ₄ -N/(kg VSS h)	1,10 ^a	1,08 (1,06/1,10)	1,55 (1,05/2,07)
Aerob slamålder	d	9 ^b	16 (12/23)	14 (13/17)
DN-hast.	g NO ₃ -N/(kg VSS h)	1,20 ^a	1,20 (1,20/1,20)	1,86 (1,46/2,09)
DN hast., MeOH	g NO ₃ -N/(kg VSS h)	2,60 ^a	1,99 (1,78/2,15)	2,94 (1,35/4,31)
BOD ₇ behov, DN	g BOD ₇ /g NO ₃ -N	4,3		
MeOH behov, DN	g COD/g NO ₃ -N	5,0		
Spec. SP	kg TSS/kg BOD ₇	0,75		0,72 (0,64/0,88)
Spec. SP, MeOH	kg TSS/kg COD	0,33		0,14 (0,05/0,16)
MLVSS/MLSS	g VSS/g TSS	0,75		0,77 (0,70/0,81)
N innehåll i slam	% av VSS	8		6,2 (5,3/6,9)

^aMaximalt tillåten (DC). ^bMinst tillåten (DC).



En följd av att de två jämförda metoderna är olika är att skillnaden i resultat mellan DC- och MDL-beräkningen kommer variera beroende på karaktären på inkommande vatten och att det är mycket svårt att överblicka denna utan att en analys som i detta exempel görs. I Figur 6.3 visas och jämförs hur mycket slam som beräknas produceras per mängd denitrifierat kväve, en viktig generell variabel vid dimensionering. Resultaten visas som funktion av BOD/N-kvoten i försedimenterat vatten.

För inkommande vatten med en låg BOD/N-kvot ger de två metoderna ganska liknande slamproduktion. Om det antas att MDL-metoden reflekterar verkligheten ger DC-beräkningen en slamproduktion som är 1,25 gånger högre och kan då sägas ha en inbyggd säkerhetsfaktor på 1,25. När BOD/N-kvoten ökar blir skillnaden i resultat större och vid kvoten 3 är säkerhetsfaktorn 1,75.

I detta fall är orsaken till de olika resultaten att denitrifikationen i DC-metoden är hastighetsbegränsad. Även om det försedimenterade vattnet innehåller mycket BOD behöver metanol tillsättas för tillräckliga hastigheter ska uppnås (se även Avsnitt 4.4.4). I modellen är denitrifikationen främst begränsad av tillgången till organiskt material (oberoende om det är inkommande BOD eller metanol) och BOD i försedimenterat avloppsvatten kan enligt modellen nyttjas för denitrifikation i högre grad.

Tabell 6.2

Jämförelse av antaganden och resultat mellan den traditionella (DC) och modellbaserade (MDL) dimensioneringen. Förklaringar: DN-denitrifikation, MeOH-metanol. Kolumnen 'Par.' indikerar antagna parametervärden i DC-metoden medan kolumnerna 'DC' och 'MDL' visar resulterande värden från Monte Carlo-beräkningarna.

Figur 6.3

Normaliserad slamproduktion vid maximalt flöde som funktion av BOD/N-kvoten i försedimenterat avloppsvatten. SF: hypotetisk säkerhetsfaktor om det antas att modellbaserad metod (röda markeringar) är referens.

6.4 Processverifiering genom dynamisk simulering

Även om inte dynamisk simulering direkt använts för att ta fram dimensioner så är det relativt vanligt, speciellt i Nordamerika, att det används som verktyg för att verifiera resultaten av en traditionell statisk dimensionering såsom beskrivits i flera artiklar (Rousseau et al., 2001; Bixio et al., 2002; Huo et al., 2006; Corominas et al., 2010) och nyligen också föreslagits i ”DOUT-metoden” (Belia et al., 2021). En utmaning här är både att definiera och simulera de störningar som processen kan tänkas utsättas för (och som dimensioneringen ska vara resilient mot).

I detta avsnitt undersöks hur verkliga driftdata i kombination med en dynamisk processmodell kan användas för att ge ytterligare kunskap om processen och de antaganden som gjorts under dimensioneringen. Detta görs genom att simulera en processdesign med realistiska störningar (osäkerheterna) som den framtida processen ska kunna utsättas för. Tillämpbarheten av dessa resultat beror på hur väl den dynamiska modellen representerar verkligheten.

I detta projekt (Exempel 10) har en modell och driftdata från uppstarten av processen i Fallstudie 2 använts för simuleringarna. Då kan modellen användas för att simulera den verkliga processens resiliens. Det är viktigt att notera att en scenariosimulering (nästan) alltid innebär att man avviker från det område där modellen är kalibrerad (exempelvis avloppsvattnets karaktär). För att minska osäkerheterna i modellresultat testar vi i exemplet resiliensen för dagens aktuella karaktär på avloppsvattnet.

En fundering under projektet har varit om det inte vore smart av beställaren att specificera funktionskrav både för nuvarande och dimensionerande sammansättning på avloppsvattnet. Funktionen med nuvarande vatten är viktig för driften under ombyggnation och är egentligen den enda som i praktiken kan följas upp.

6.4.1 Modellkalibrering

Tillgång till utökade provtagningsresultat fanns för en sexveckorsperiod (8/11–19/12 2021) och i första hand användes denna för modellkalibreringen, se också Exempel 5. Medeltemperaturen på avloppsvattnet var i perioden 16 °C.

Kalibreringen finns rapporterad inom ett separat projekt. Överlag kunde processmodellen som var baserad på ASM2d (Henze et al., 2000) väl beskriva de experimentella data med parametervärden enligt BSM2-systemet (Gernaey et al., 2014). De stora kalibreringsstegen var:

- Överskottsslamproduktionen kalibrerades genom att justera (1) andelen inert av totalt COD i inkommande vatten och (2) inkommande koncentration av oorganiskt partikulärt material.
- Erforderlig järndosering för simultanfällning av fosfor bestämdes genom analys av Fe i överskottsslammet.
- Halvmättnadskonstanten för ammonium och nitrifierare sänktes från 1,0 till 0,7 mg N/l.

6.4.2 Generering av störningsscenarier

Ett reningsverk utsätts för otaliga externa och interna störningar under sin livstid och även om det är tekniskt möjligt kan det inte förväntas att alla ska utvärderas genom simulering. För att verifiera en dimensionering med en processmodell är en rimlig första ansats att de scenarier som specificeras av beställaren i form av funktionskrav utvärderas.

Erfarenheten från arbetet med detta projekt visar att de processkrav som ställs är relativt oprecisa och ej tydligt dokumenterade. Det är alltså inte alltid självklart vad som förväntas av den process som beställs. I systemhandlingen till Fallstudie 1 finns dock ett stort antal driftscenarier specificerade som också analyseras med den gällande dimensioneringsberäkningen.

Nedan, i Exempel 10, visas hur två scenarier som inte testats i den verkliga processverifikationen (Fallstudie 1) kan testas virtuellt genom simulering. Scenarierna är praktiskt relevanta då de utvärderas med den traditionella dimensioneringsberäkningen i systemhandlingen. Syftet här är att demonstrera hur de kan simuleras med processmodellen och ge ett mervärde som komplement till de praktiska verifieringsresultaten.

Exempel 10: Kvantifiering av resiliens för en MBR-process med kväve- och kemisk fosforering

I detta exempel visas hur dynamisk simulering kan användas för att kvantifiera resiliensen i den befintliga och driftsatta processen i Fallstudie 1. Syftet är att prestandatesta processen för scenarier som är svåra att utvärdera i verkligheten.

Bakgrund

Data från uppstarten visar att volymerna i Fallstudie 1 klarar att nitrifiera fullständigt vid en belastning som är nära den dimensionerande. Den uppmätta processtemperaturen har dock sedan uppstarten som månadsmedel inte understigit 12 °C och kapaciteten vid 10 °C (dimensionerande temperatur) har därför inte kunnat verifieras från driftdata.

I Fallstudie 1 har beställaren också ett önskemål om att processen ska kunna hantera diverse interna driftstörningar på utrustning. I många fall är det tekniskt möjligt att göra sådana tester i praktiken, t.ex. genom att förregla pumpar, men det är tidsödande och kan, som diskuterats ovan, vara svårt att testa processen för störningarna vid de förutsatta dimensionerande förhållandena.

I exemplet antas att det finns ett formellt krav på att processen ska kunna uppnå ställda produktionskrav vid ett angivet medelflöde och den aktuella (verkliga) karaktären på avloppsvattnet. Ett sådant krav kan vara relevant för anläggningsägare som önskar säkerställa en funktionell process *både* under ombyggnad, under driftfasen och för dimensioneringshorisonten.

Metod och resultat

De två dimensionerande scenarierna (låg temperatur, driftstörning utrustning) uttrycktes som indata till en dynamisk processmodell över reningsprocessen och processtyrningen. Modellen var kalibrerad mot data från uppstarten (Exempel 5).

I systemhandlingen till Fallstudie 1 står det att *”Temperaturen i biosteget kommer troligtvis inte understiga 10°C under perioder med längre ihållighet än några dagar, d.v.s. betydligt kortare än den luftade slamåldern. Om kväverningsprocessen designas för drift ned till 10°C garanteras därmed fullständig nitrifikation även under sämsta möjliga temperaturförutsättningar (baserat på historiska data).”*

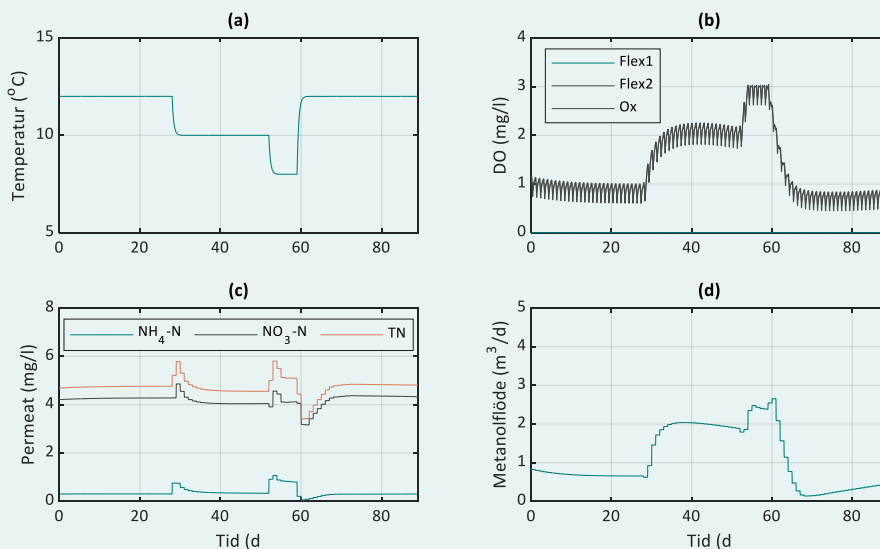
För att prestandatesta processen för den dimensionerande temperaturen och testa resiliensen mot lägre temperaturer gjordes en simulering med ändringar jämfört med scenariot för modellkalibreringen enligt nedan. Strategin var att göra så små ändringar som möjligt för att undvika modellösäkerhet till följd av extrapolering, se också Figur 2.1:

- Det inpumpade konstanta flödet till MBR-linjen ökades till det dimensionerande medelflödet (0,88 m³/s).
- Koncentrationen av Fe i det försedimenterade vattnet antogs vara konstant (10 mg Fe/l) genom flödesproportionell dosering till inkommande vatten.
- Processtyrningen i modellen anpassades för att efterlikna de verkliga förhållandena under processverifieringsfasen. Detta innebar som grundinställning att (1) överskottsslamflödet styrdes mot en slamhalt i membranbassängerna på 9 500 mg/l, (2) RAS-flödet styrdes proportionellt mot inflödet med en faktor 4, (3) Nitratrecirkulationsflödet styrdes proportionellt mot inflödet med en faktor 5, (4) luftningen styrdes av börvärdet för ammonium i Ox-zonen (1 mg NH₄-N/l), (5) samma syrebörvärde i Flex2 och Ox-zonen (maximalt 3 mg O₂/l) och avstängd luftning i Flex1 användes, (6) metanoldoseringen styrdes mot nitrathalten i EDN-zonen (börvärde 3 mg NO₃-N/l) och (7) FeSO₄-doseringen till RAS-flödet styrdes med börvärdet för totalfosfor i permeatet (0,15 mg P/l).
- Temperaturen ansattes först till den idag lägsta uppmätta månadsmedeltemperaturen (den som kan testas i praktiken, 12 °C), se Figur 6.4(a). Därefter, i perioden $t = 28-59$ d, simuleras en kall månad genom att temperaturen först sänks till den dimensionerande (10 °C) och de sista sju dagarna ytterligare till 8 °C.

I Figur 6.4(c) visas att processen är resiliert mot detta scenario. Nitrifikationen upprätthålls och produktionsmålet för totalkväve (5 mg/l som månadsmedelvärde) överskrids inte under den kalla månaden ($t = 28-59$ d).

När temperaturen sjunker kompenseras detta genom att syrehalterna stiger (Figur 6.4(b)). Ammoniumåterkopplingen ökar börvärdena i Flex2 och Ox från strax under 1 mg O_2/l vid 12 °C till 2–3 mg O_2/l vid 8–10 °C. Det ska noteras att den ena av de två flexzonerna (Flex1) inte luftas i scenariot och att processen därmed har kapacitet att hantera ytterligare störningar m.a.p. nitrifikationen.

Enligt simuleringarna ökar syrehalterna i deoxzonen när syrehalten i Ox-zonen uppströms ökar. Detta innebär att mer syre kommer belasta både för- och efterdenitrifikationsprocessen och att mer metanol behöver doseras för att nitrathalten ut ska hållas låg (Figur 6.4(d)). Den dimensionerande maxförbrukningen är 3 m³/d och metanolförsörjning/ledningar är valda med ännu högre kapacitet och givet det simulerade scenariot finns då resiliens även i metanolanläggningen.

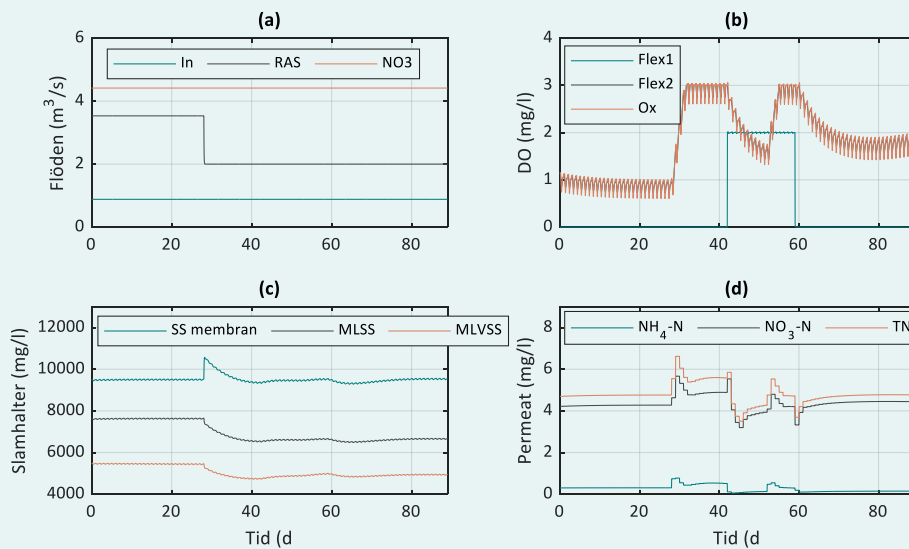


Figur 6.4

Simulerat prestandatest med den dimensionerande temperaturen (a), simulerade dygnsmedelvärden för utgående koncentrationer (c) och metanolbehov (d). Syrehalterna styrs automatiskt genom börvärden från ammoniumåterkopplingen (b).

För att illustrera hur ett virtuellt prestandatest med en driftstörning på utrustning kan göras med simulering kompletteras temperaturscenariot ovan med en störning som innebär att det tillåtna RAS-flödet begränsas, t.ex. p.g.a. pumphaveri. Störningen omfattar att maximalt 2 m³/s kan recirkuleras (recirkulationsfaktorn minskar från 4,0 till 2,3) och införs samtidigt som temperaturen sänks till den dimensionerande (vid $t = 28$ d). I simuleringen studeras alltså ett scenario med låg temperatur i kombination med problem med utrustning.

Resultat från simuleringen visas i Figur 6.5(a–d). RAS-pumparna har en viktig funktion i.o.m. att kapaciteten på dessa bestämmer hur mycket slam som kan hållas i biobassängerna. När kapaciteten går ner (Figur 6.5(a)) ökar slamhalten i membranbassängerna kraftigt och styrningen av överskottslamuttaget kompenserar för detta genom att öka uttaget (maximalt tillåten slamhalt är 10 000 mg/l och börvärdet är satt till 9 500 mg/l). Slutresultatet blir att slamhalten i biobassängerna sjunker med 13 % från 7 600 till 6 600 mg/l, se Figur 6.5(c). Detta innebär i sin tur att mängden nitrifierande biomassa i systemet minskar och att syrehalten behöver ökas för samma ammoniumkoncentration (börvärde 1 mg NH_4-N/l i Ox-zonen) ska kunna hållas (jämför Figur 6.5(b) med Figur 6.4(b) där endast den låga temperaturen simulerades). Syrebörvärdena från ammoniumregulatorn steg till det maximalt tillåtna (3 mg O_2/l). För att verifiera processens resiliens mot störningen startades i simuleringen luftningen av den första flexzonen och produktionsmålet för NH_4-N och TN kunde då uppnås (Figur 6.5(d)).



Figur 6.5

Simulerat prestandat test med den dimensionerande temperaturen (Figur 6.4(a)) och reducerad RAS-flödeskapacitet (a) med simulerade dygnsmedelvärden för utgående koncentrationer (d). Syrehalterna i Ox/Flex2 styrs automatiskt genom börvärden från ammoniumåterkopplingen medan syrevärdet i Flex1 är konstant av eller på (b). Slamhalterna i membran och biobassänger styrs av överskottslamuttaget (c).

Med simuleringarna i detta exempel har det visats att den byggda processen uppfyller två av de kravställningar som ställts och som inte kunde testats i den verkliga verifieringen.

7 Perspektiv och framtida arbete

I detta kapitel summerar och diskuterar vi de resultat och observationer som gjorts inom projektet. Vi identifierar även frågeställningar som är lämpliga för fortsatta studier, primärt utifrån fallstudiernas behov och utmaningar samt insikter från projektets workshoppar med projektets referensgrupp.

7.1 Behov och möjligheter vid dimensionering

I Kapitel 3 och Kapitel 4 noterades att det inte finns något standardiserat sätt att dimensionera reningsverk på i Sverige, utan att olika riktlinjer kombineras med mätdata utifrån leverantörens och beställarens egna erfarenheter. Denna blandning av data och metoder komplicerar dokumentationen och bidrar till att valda säkerhetsfaktorer läggs på varandra i lager och därigenom blir icke-transparenta och svåra att tolka i den slutgiltiga dimensioneringen. En bidragande orsak till att dimensioneringen kan vara svår att förstå i efterhand är bristande dokumentation och att denna inte finns lättillgänglig för driftorganisationen. Detta gör det till exempel svårt att bedöma anläggningens flaskhalsar och maximala kapacitet. En anledning till den bristfälliga dokumentationen kan vara brist på incitament och att kraven på vad som ska dokumenteras är otydliga och sällan efterfrågas vid upphandling. I de fall det fanns utförlig dokumentation hade beställaren varit involverad i dimensioneringsarbetet. Den tid som leverantören budgeterar för processdokumentation är oftast låg jämfört med dokumentationskraven i projekteringsfasen (exempelvis dokumentation av el- och maskinprojektering).

Vårt förslag för att motverka dessa negativa effekter är att utveckla en branschgemensam riktlinje för vilka parametrar som bör dokumenteras vid dimensionering av reningsverk. En standardiserad dimensioneringsriktlinje som täcker in motstridiga krav och olika processval är dock mycket svår att ta fram och dessutom svår att hålla aktuell. Däremot är indata och designstorheter beständiga och enklare att standardisera. Dessa kan då användas som underlag i olika processspecifika dimensioneringsberäkningar. Om de indata, designstorheter, dimensioneringsberäkningar och säkerhetsfaktorer som används för processdimensioneringen redovisas tydligt så ökar transparensen, oavsett processtyp. Omfattningen på dokumentationen bör återspegla storleken på reningsverk och de data som är rimliga att ta fram. Detta skulle stödja både beställare och leverantör med förväntningar på tillgängliga data och vilka designstorheter och säkerhetsfaktorer som explicit ska rapporteras. Med standardiserade redovisningskrav borde även merkostnaden för extra dokumentation kunna begränsas. En miniminivå av dokumenterade parameter i en sådan riktlinje skulle innehålla:

- Dimensionerande scenarion och data, inklusive databearbetning från rådata
- Reningsgrad och utsläppsvillkor som ska uppfyllas
- Dimensioneringsstrategi och prioritering av motstridiga villkor
- Valda säkerhetsfaktorer och motivering till dessa
- Reaktionshastigheter, energi- och resursförbrukning samt motivering till dessa
- En beskrivning av hur dimensionerande antaganden och förutsättningar kan mätas och följas upp i praktiken.

Både beställare och leverantör behöver bidra till dokumentationen av ovan angivna punkter.

Belastnings- och flödesprognoser var de komponenter som projektets referensgrupp identifierade som de mest osäkra vid en dimensionering. Samtidigt visade flera exempel i rapporten på hur stor påverkan inkommande flöde och koncentrationer har på den

slutgiltiga dimensioneringen. Varken befolknings- eller flödesprognoser analyserades dock i projektet även om det är allmänt känt att det finns både avancerade modeller och data för dessa. Det skulle därför vara intressant att studera vilka modeller som används i praktiken, samt undersöka hur tillämpbara dessa prognoser är för syftet att dimensionera ett reningsverk. Tvärvetenskapliga studier av demografi och befolkningsprognoser, i kombination med rörelsedata, är ett annat intressant fortsättningsprojekt som skulle kunna ge nya perspektiv på hur maximal belastning kan uppskattas vid dimensionering.

Den typen av osäkerhetsanalys som var vanligast i fallstudierna och enligt referensgruppen var scenarioanalys av upp till tio olika scenarier. Vanligtvis analyserades medel- och värsta scenariot. Det fanns dock inga tekniska begränsningar mot att utvidga osäkerhetsanalysen till att analysera olika sannolikhetsfördelningar med upprepade beräkningar och Monte Carlo-metoden. Däremot så kräver de flesta dimensioneringsberäkningar manuell handpåläggning, vilket då gör fler än tio iterationer för tidskrävande. I projektet automatiserades två traditionella dimensioneringsberäkningar så att mer än 1 000 iterationer kunde genomföras. Arbetet var tidsödande, men visade att det går att automatisera befintliga dimensioneringsberäkningar. Resultaten från detta projekt visade vidare att det finns stora osäkerheter vid dimensionering av reningsverk och att det finns potentiella nyttor med att kunna analysera dessa. Vi föreslår därför, oavsett val av beräkningsmetodik (modell eller riktlinje), att framtidens dimensioneringsberäkningar implementeras så att de kan göras automatiskt utan manuell handpåläggning.

Jämfört med osäkerhetsanalys visade sig känslighetsanalys vara svårare rent beräkningsmässigt och teoretiskt. I en känslighetsanalys kvantifieras källorna till den totala osäkerheten i osäkerhetsanalysen. Det var framför allt utmanande att göra en känslighetsanalys där inkommande koncentrationer (korrelerade variabler) påverkar en beräkningskrävande processmodell. Detta kräver speciella mjukvaror till skillnad från osäkerhetsanalysen som kan utföras med vanliga beräkningsprogram.

I de studerade riktlinjerna så är fokus att uppnå funktion, det vill säga en tillräcklig reningsgrad som uppfyller utsläppskraven. Det var dock ofta otydligt vilka utsläppskrav och reduktionsgrader som olika riktlinjer syftade till att uppnå, vanligtvis utgår de från de utsläppskrav som finns i respektive länder. Det blir därmed leverantörens ansvar att tolka och tillämpa andra länders riktlinjer utifrån reningsverkets faktiska kravspecifikation. Exempelvis så varierar tidsbasen mellan och inom riktlinjerna för både processdimensionering och uppföljning av utsläppskrav (jämför effekterna av att dimensionera för tim- eller årsmedelvärde). En annan aspekt är att flera myndigheter kan ställa krav som påverkar dimensioneringen. I Sverige behöver man exempelvis kontrollera så att man även uppfyller EU:s lagstiftning, utöver de krav som tillsynsmyndigheten ställer.

En annan komponent som saknas i befintliga riktlinjer är avvägningar avseende resurseffektivitet vid dimensioneringen. I Norskt Vann så ges nyckeltal för energi- och resursförbrukning vilket är en god start, men likt övriga riktlinjer saknas råd om hur en viss dimensionering kan optimeras, utifrån ett driftperspektiv. Ett exempel är minimering av förbrukningen av extern kolkälla genom en ökad denitrifikationsvolym, trots att det egentligen inte krävs enligt riktlinjen. På samma sätt ingår inte ny kunskap om utsläpp av lustgas och andra klimatgaser, vilket är ett annat potentiellt motstridigt villkor vid dimensioneringen. Eftersom flexibiliteten i processens design är som störst under planeringsfasen så skulle följande åtgärder kunna förbättra förutsättningarna att hantera fler motstridiga krav innan de implementeras i riktlinjer och leverantörernas erfarenhetsbank:

- Inkludera resurseffektivitet och klimatgasutsläpp som bivillkor i dimensioneringen så att ny kunskap som ännu saknas i riktlinjer ändå inkluderas i processdesignen.
- Dimensionera för, och bygg in, flexibilitet i processen redan under dimensioneringen. Exempel på detta är flexibla luftningszoner eller att enbart förbereda för dosering av extern kolkälla om det är låg sannolikhet att det kommer att krävas.

Det har dock blivit uppenbart under projektets gång hur svårt det är att hantera flera motstridiga krav på ett generaliserbart sätt. Denna utmaning väntas dock växa ytterligare i framtiden med dynamiska elpriser, krav på utsläpp till både luft och vatten, resursförbrukning och nya utsläppskrav. Hur detta görs på bästa sätt är en relevant och intressant frågeställning för framtida forskningsprojekt.

7.2 För- och nackdelar med processmodeller och traditionella dimensioneringsberäkningar

Det saknas idag riktlinjer för hur dynamiska processmodeller ska användas för dimensionering av reningsverk. I praktiken används dock, om än sporadiskt, simulering av processmodeller för att validera en dimensionering framtagen med traditionell metodik. Detta verifierades av den ena fallstudien och av referensgruppen som också hade inställningen att modeller ska användas för validering av en processdesign snarare än att ta fram värdena på de dimensionerande storheterna.

I projektet testades två möjliga tillämpningar av processmodeller för dimensionering: (1) kapacitetsbedömning av en befintlig process med steady state-simulering och (2) processverifiering och kvantifiering av resiliens genom dynamisk simulering. Genom arbetet kunde flera för- och nackdelar med både processmodellering och traditionell dimensionering identifieras.

En styrka med processmodellbaserad dimensionering är att validerade modeller för de flesta enhetsprocesser, inklusive resursförbrukning, finns direkt tillgängliga i dagens kommersiella simulatorer. Dessa kombineras till en reningsverkskonfiguration i ett användarvänligt och grafiskt gränssnitt och jämfört med att själv bygga upp en motsvarande dimensioneringsberäkning i ett kalkylblad (i Fallstudie 1 ca 500 rader med parametrar, ekvationer och resultat), så minskar risken för implementeringsfel (t.ex. hänvisning till fel cell i en Excelberäkning) vid användandet av processmodeller. En förutsättning för kvalitén på resultaten är att modellen baseras på rimliga parametervärden och processförståelse, på samma sätt som detta krävs vid dimensioneringsberäkning.

I projektet har det noterats att processmodeller jämförelsevis är relativt generaliserbara, d.v.s. att scenarion som avviker mycket från grundscenariot kan testas. En traditionell dimensioneringsberäkning kan vara så förenklad att den inte är giltig utanför grundscenariot vilket ökar risken för att användaren gör orimliga antaganden. Ett exempel på ett sådant kan vara att avskiljningsgraderna i försedimenteringen antas vara konstant trots att scenarier med olika TSS/BOD-förhållande utvärderas. (ett högre TSS/BOD-förhållande innebär normalt en ökad andel partikulärt BOD och en högre BOD-avskiljning).

Som verktyg för dokumentation av dimensioneringen är det också rimligt att anta att processmodeller är mer effektiva än dagens praxis då modellerna är mer översiktliga och självförklarande jämfört med ett kalkylark och tillhörande text. En utmaning med att dokumentera resultaten av en processmodellbaserad dimensionering är att ingående modeller är komplexa och att det ibland krävs ett merarbete och expertkunskap för att kunna förklara varför ett dimensioneringsresultat blir som det blir.

I de kommersiella simulatorerna finns automatiska ekvationslösare vilket minskar behovet av manuell iterering för att få massbalanser att gå ihop. Med dessa kan en steady state-simulering (konstanta indata) av ett reningsverk göras mycket snabbt vilket möjliggör och förenklar analys av många scenarier vilket bl.a. är en förutsättning för osäkerhets- och känslighetsanalys.

Det är mycket viktigt att inse att processmodellerna med defaultparametervärden är mer fysikaliskt baserade än traditionella dimensioneringsberäkningar och att de inte innehåller säkerhetsfaktorer. Resultatet av en steady state-simulering är alltså en prediktion av vad som hypotetiskt skulle hända i verkligheten i ett reningsverk med ett konstant

inflöde med konstanta koncentrationer, ett scenario som dock aldrig kommer inträffa. En traditionell dimensioneringsberäkning, å andra sidan, har också konstanta indata men beräkningsstrukturen och parametervärden etc. är (i bästa fall) framtagna för att de ska gälla som medelvärde för ett verkligt dynamiskt scenario. Vi tror därför att en framtida rigid processmodellbaserad dimensioneringsmetod kommer behöva omfatta både steady state- (för snabbhet/enkelhet) och dynamisk (för validering) simulering.

En begränsning för tillämpning av processmodeller i dimensioneringssyfte, som också lyftes av referensgruppen, är bristen på tillgång till indata i praktiken. I processmodeller, jämfört med dimensioneringsberäkningar, anges indata mer detaljerat vilket i synnerhet (men inte bara) gäller för karakteriseringen av det inkommande avloppsvattnet. Detta innebär att det i praktiken, givet vissa dimensionerande förutsättningar, finns flera tänkbara uppsättningar indata i modellen som lika väl uppfyller förutsättningarna. För en processmodellbaserad metodik finns då två alternativ för att möta utmaningen: (1) indata specificeras mer detaljerat av beställaren i förutsättningarna och/eller (2) osäkerheterna i indata hanteras av metoden, t.ex. genom Monte Carlo-simuleringar. Vi vill här poängtera att osäkerheter i kunskap om inkommande vatten inte försvinner genom valet att inte använda processmodellering. Däremot kräver och möjliggör en processmodellbaserad metodik att den som dimensionerar explicit redovisar de antaganden som ligger till grund för dimensioneringen.

Eftersom processmodellerna inte innehåller säkerhetsfaktorer går det, med simulering, endast att verifiera en dimensionering givet de specifika scenarion som simuleras. I projektet testades en ny tillämpning där dynamisk simulering används för att öka nyttan av en processverifiering genom att scenarier från systemhandlingen som var svåra att testa i praktiken simulerades. På så sätt kunde modellen användas för att verifiera dimensioneringen och mäta resiliensen i den verkliga processen. Ett reningsverk utsätts dock för otaliga externa och interna störningar under sin livstid och även om det är tekniskt möjligt kan det inte förväntas att alla ska utvärderas. Ett viktigt ämne för framtida forskning om modellbaserad dimensionering är därför att studera om det går att standardisera "typscenarier" att använda för validering. Här ska nämnas att det då blir viktigt att beställaren är tydlig i sin kravställning kring önskad funktion och prestanda.

Som sammanfattats ovan har detta projekt visat att flera svagheter med traditionell dimensionering potentiellt kan vägas upp av en ökad användning av processmodellering. Det finns dock flera utmaningar som behöver lösas innan simulering för dimensionering kan standardiseras som metod. Referensgruppen lyfte att klara fördelar med traditionell dimensioneringsmetodik var att den ger en snabb och enkel uppskattning av dimensioner som erfarenhetsmässigt visat sig fungera i praktiken. Med den digitala utvecklingen, och i takt med att kompetens inom processmodellering byggs upp, tror vi att framtidens leverantörer lika snabbt och enkelt kommer kunna uppskatta dimensioner med en processmodell. Däremot är det ännu oklart hur praktisk erfarenhet, som idag infogas som säkerhetsmarginal i de traditionella dimensioneringsberäkningarna, istället ska användas i kombination med processmodeller för dimensionering av reningsverk.

Referenser

- ATV-DVWK, German Association for Water, Wastewater and Waste (2000) Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants (ATV-DVWK Standard A 131E). Gessellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef, Germany.
- Balmér och Hellström (2011). *Nyckeltal för reningsverk – verktyg för effektivare resursanvändning*. SVU-rapport 2011-15. Stockholm, Svenskt Vatten.
- Belia, E., Benedetti, L., Johnson, B., Murthy, S., Neumann, M., Vanrolleghem, P. A. och Weijers, S. (Eds.). (2021) *Uncertainty in Wastewater Treatment Design and Operation*. Scientific and Technical Report No. 21, London. IWA Publishing.
- Bishop, C.M. (2006) *Pattern recognition and machine learning*, Springer, United States of America.
- Bixio D., Parmentier, G., Rousseau D., Verdonck F., Meirlaen J. och Vanrolleghem P.A. (2002) A quantitative risk analysis tool for design/simulation of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, **46**(4), 301-307.
- Bürger, R., Diehl, S. och Nopens, I. (2011) A consistent modelling methodology for secondary settling tanks in wastewater treatment. *Water Research* **45**, 2247-2260.
- Corominas, L., Flores-Alsina, X., Muschalla, D., Neumann, M.B. och Vanrolleghem, P.A. (2010) Verification of WWTP design guidelines with activated sludge process models. In: *Proceedings 83rd Annual WEF Technical Exhibition and Conference (WEFTEC2010)*, New Orleans, Louisiana, USA, October 2-6, 2010.
- Douglas-Smith, D., Iwanaga, T., Croke, B.F.W. och Jakeman, A.J. (2020) Certain trends in uncertainty and sensitivity analysis: An overview of software tools and techniques. *Environmental Modelling & Software* **124**, 104588.
- Ekama, G.A., Barnard, J.L., Gunthert, F.W., Krebs, P., McCorquodale, J.A., Parker, D.S. och Wahlberg, E.J. (1997) *Secondary Settling Tanks* (Scientific and Technical report No. 6), IWA Publishing, London.
- Flores-Alsina, X., Corominas, L., Neumann, M.B. och Vanrolleghem, P.A. (2012) Assessing the use of activated sludge process design guidelines in wastewater treatment plant projects: A methodology based on global sensitivity analysis. *Environmental Modelling & Software*, **38**, 50-58.
- Gernaey, K.V., Jeppsson, U., Vanrolleghem, P.A och Copp, J.B. (2014) *Benchmarking of control strategies for wastewater treatment plants*. IWA Scientific and Technical Report No. 23, IWA Publishing, London, UK.
- Great Lakes - Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers (2014), *Recommended Standards for Wastewater Facilities*, Health educational services, New York.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. och van Loosdrecht, M. C. M. (2000) *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Scientific and Technical Report No. 9, IWA Publishing, London, UK.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. och Arvin, E. (2002) *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*, 3rd ed., Springer.
- Henze M., van Loosdrecht M. C. M., Ekama G. och Brdjanovic D. (2008) *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing, London, UK. ISBN13: 9781843391883.
- Homem-de-Mello, T. och Bayraksan, G. (2014) Monte Carlo sampling-based methods for stochastic optimization. *Surveys in Operations Research and Management Science*. **19**(1), 56-85.

-
- Hug, T., Benedetti, L., Hall, E.R., Johnson, B.R., Morgenroth, E., Nopens, I., Rieger, L., Shaw, A. och Vanrolleghem, P.A. (2009) Wastewater treatment models in teaching and training: the mismatch between education and requirements for jobs. *Water Science and Technology*. **59** (4), 745-753.
- Huo J., Jiang Y., Seaver W.L., Robinson R.B. och Cox C.D. (2006) Statistically based design of wastewater treatment plants (WWTPs) using Monte Carlo simulation of Activated Sludge Model No.1 (ASM1). In: *Proceedings of the 2006 World Environmental and Water Resources Congress*. Omaha, NE, USA, May 21-25, 2006, pp 21-30.
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Jeppsson, U., Pons, M.N., Nopens, I., Alex, J., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Rosen, C., Steyer, J.P. och Vanrolleghem, P.A. (2007) Benchmark Simulation Model No 2 - general protocol and exploratory case studies. *Water Science and Technology*, **56** (8), 287-295.
- Karpinska, A.M. och Bridgeman, J. (2016) CFD-aided modelling of activated sludge systems - A critical review. *Water Research* **88**, 861-879.
- Kaplan, S. och Garrick, B.J. (1981) On The Quantitative Definition of Risk. *Risk Analysis* **1**(1), 11-27.
- Lindblom, E. och Samuelsson, O. (2021) *Virtuell driftsättning av styrsystem på reningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2399.
- Lindblom E. och Samuelsson O. (2022), Comparison of guideline and model-based WWTP design for uncertain influent conditions. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.426>.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous G., Burton F.L. och Stensel H.D. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th edn. New York, NY: McGraw-Hill Professional.
- Naturvårdsverket. (1971) *Dimensionering av kommunala avloppsreningsverk*. Statens naturvårdsverk.
- Mohlman, F.W. (1934) The Sludge Index. *Sewage Works Journal*, **6**(1), 119-122.
- Norskt Vann (2020). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg* (Rapport 256). Norskt Vann BA, Hamar.
- Pallasch, O. och Triebel, W. (1969) *Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik*, Bd. 2, Verlag Wilhelm Ernst & Sons, Berlin.
- Razavi, S., Jakeman, A., Saltelli, A., Priour, C., Iooss, B., Borgonovo, E., Plischke, E., Lo Piano, S., Iwanaga, T., Becker, W., Tarantola, S., Guillaume, J.H.A., Jakeman, J., Gupta, H., Melillo, N., Rabitti, G., Chabridon, V., Duan, Q., Sun, X., Smith, S., Sheikholeslami, R., Hosseini, N., Asadzadeh, M., Puy, A., Kucherenko, S. och Maier, H.R. (2021) The Future of Sensitivity Analysis: An essential discipline for systems modeling and policy support. *Environmental Modelling & Software* **137**, 104954.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I. och Winkler, S. (2012) *Guidelines for using activated sludge models*. IWA Scientific and Technical Report No. 22, IWA Publishing, London, UK.
- Rivas, A., Irizar, I. och Ayesa, E. (2008) Model-based optimisation of wastewater treatment plants design. *Environmental Modelling & Software*. **23**(4), 435-450.
-

-
- Rousseau D., Verdonck F., Moerman O., Carrette R., Thoeye C., Meirlaen J. och Vanrolleghem P.A. (2001) Development of a risk assessment based technique for design/retrofitting of WWTPs. *Water Science and Technology*, **43**(7), 287-294.
- Saltelli, A., Ratto, M., Andres, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D., Saisana, M. och Tarantolaet, S. (2008) *Global sensitivity analysis – the primer*. John Wiley & Sons, England.
- Samstag, R.W., Ducoste, J.J., Griborio, A., Nopens, I., Batstone, D.J., Wicks, J.D., Saunders, S., Wicklein, E.A., Kenny, G. och Laurent, J. (2016) CFD for wastewater treatment: An overview. *Water Science and Technology* 74(3), 549-563.
- Šikić, T., Meijer, C.F.S., Širac, S., Marin, M. och Damir, B. (2017) Five methods for secondary settler design. *Filtration + Separation*, **54**(4), 28-31.
- Stobbe, C.,T., (1964) *Ueber das Verhalten von belebtem Schlamm in aufsteigende Wasserbewegung. Veröffentlichungen des Institutes fuer Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule*, Vol. 18, Hannover.
- Svenskt Vatten (2007). *Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen*. Svenskt Vattens publikationer U2. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten (2020). *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp – en analys av investeringsbehov 2020-2040*. Svenskt Vatten, Stockholm, Sverige.
- Takács, I. och Ekama, A.G. (2020) Final settling. In: Chen, G.H., van Loosdrecht, M., Ekama, G. och Brdjanovic, D. (Eds). *Biological Wastewater Treatment: 2nd edition*. London. IWA Publishing
- Thames Water (2009). Thames Water asset standard, wastewater process, WWP 4.6 – activated sludge. Thames Water.
- Torfs, E., Nopens, I., Winkler, M.K.H., Vanrolleghem, P.A., Balemans, S. och Smets I.Y. (2016). Settling Tests. In: Loosdrecht, M.C.M.v., Nielsen, P.H., Lopez-Vazquez, C.M. och Brdjanovic, D. (Eds.). *Experimental Methods in Wastewater Treatment*. London, IWA Publishing.
- Water Environment Federation. (2005) Clarifier design, Manual of practice FD–8. McGraw Hill, Virginia.
- Water Environment Organization, Clarifier Design Task Force (2009) *Clarifier Design: Manual of practice No. 8*, Water Environment Organization, Alexandria.
- Water Environment Organization (2013) *Operation of nutrient removal facilities: Manual of practice No. 37*, Water Environment Organization, Alexandria.
- Water Environment Organization, Design of Water Resource Recovery Facilities Task Force (2018), *Design of Water Resource Recovery Facilities: Manual of practice No. 8*, Water Environment Organization, Alexandria.
- Water Pollution Control Federation, American Society of Civil Engineers (1963) Sewage Treatment Plant Design 1959, *WPCF Manual of Practice No. 8*, Washington.
- White, M.J.D. (1975) *Settling of activated sludge*. Technical Report TR11, Water Research Centre, Stevenage, UK.
- White, M.J.D. (1976) Design and control of secondary settlement tanks. *Water Pollution Control*, **75**(4), 459-467.
- Åmand, L. (2008). *Evaluation of the step-feed biological nitrogen removal process at Kungsängen wastewater treatment plant*. Examensarbete, Uppsala universitet.
- Åmand, L., Andersson, S., Arnell, M., Oliveira, F., Rahmberg, M. och Junestedt, C. (2016). *Nya utsläppskrav från svenska reningsverk - effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2246 samt SVU Rapport 2016-12 rev.
-

Bilagor

Bilaga A Parametrar i dimensioneringsberäkning, Fallstudie 1

Dimensioneringsparameter	Enhet	Fallstudie 1	Min	Max	RASDeox		FDN		Ox		Deox		EDN		Tot	
					SRC	r	SRC	r	SRC	r	SRC	r	SRC	r	SRC	r
<i>Inkommande</i>																
Avskiljningsgrad försed.	% BOD5	50	45	55	0.00	11	0.37	3	-0.38	4	0.00	7	0.00	28	0.02	25
Avskiljningsgrad försed.	% TN	10	9	11	0.00	31	-0.13	11	0.00	20	0.00	19	0.00	31	-0.083	14
Avskiljningsgrad försed.	% TP	40	36	44	0.00	17	0.00	21	-0.05	11	0.00	17	0.00	10	-0.026	24
Avskiljningsgrad försed.	% TSS	60	54	66	0.00	13	0.00	17	0.00	15	0.00	9	0.00	23	0.001	29
Andel lättnedbrytbart BOD i ir		0.40	0.36	0.44	0.00	20	-0.22	6	0.00	34	0.00	30	0.00	34	-0.14	7
Dimensionerande temperatur	C	10.00	9.00	11.00	-0.42	4	-0.19	7	-0.56	2	-0.21	5	-0.27	4	-0.57	2
<i>Process</i>																
Säkerhetsfaktor nitrifikation	-	1.80	1.62	1.98	0.00	33	0.00	28	0.57	1	0.00	15	0.00	25	0.32	3
VSS i bioslam	% av TSS	63	57	69	-0.42	3	-0.58	1	-0.02	13	-0.53	3	-0.55	3	-0.60	1
N innehåll bioslam	% av VSS	8.00	7.20	8.80	0.00	24	-0.19	8	0.00	17	0.00	12	0.00	13	-0.121	10
P innehåll bioslam	% av VSS	1.50	1.35	1.65	0.00	34	0.00	18	-0.02	12	0.00	24	0.00	12	-0.012	26
BOD5 innehåll bioslam	% av VSS	100	90	110	0.00	25	0.00	16	0.00	14	0.00	33	0.00	33	3E-04	33
Slambildningsfaktor, ink. BOD	kg TSS/kgBOD5	0.90	0.81	0.99	0.00	10	-0.16	9	0.40	3	0.00	8	0.00	16	0.13	8
Slambildningsfaktor, metanol	kg TSS/kgMeol	0.50	0.45	0.55	0.00	32	-0.04	15	0.09	8	0.00	18	0.00	29	0.029	21
Slambildningsfaktor, fällning	kg TSS/kg P	4.90	4.41	5.39	0.00	26	0.00	26	0.06	10	0.00	23	0.00	21	0.035	18
BOD-behov fördenitrifikation	gBOD5/gNO3	3.70	3.33	4.07	0.00	14	0.23	5	0.00	22	0.00	27	0.00	20	0.14	6
COD-behov efterdenitrifikation	kgCOD/kgNO3	5.00	4.50	5.50	0.00	22	-0.04	14	0.09	7	0.00	10	0.00	7	0.03	20
Syrebehov, BOD-oxidation	kgO2/kgBOD5	0.60	0.54	0.66	-0.05	8	0.00	30	0.00	28	0.00	29	0.00	17	-0.008	27
Syrebehov, nitrifikation	kgO2/kgNH4-N	4.59	4.13	5.05	-0.19	6	0.00	24	0.00	21	0.00	25	0.00	11	-0.03	22
Lägsta syrekonzentration, RAS	gO2/m3	0.50	0.45	0.55	-0.05	9	0.00	34	0.00	24	0.00	31	0.00	26	-0.008	28
Lägsta ammoniumkoncentration	gN/m3	0.50	0.45	0.55	0.00	28	0.00	22	0.00	33	0.00	34	0.00	30	6E-04	31
Nitrifikationshastighet, RASDe	gN/(kgVSS,h)	0.57	0.51	0.63	-0.19	7	0.00	29	0.00	27	0.00	14	0.00	6	-0.03	23
Denitrifikationshastighet, lätt	gNO3-N/(kgVSS,h)	2.50	2.25	2.75	0.00	18	-0.15	10	0.00	31	0.00	16	0.00	24	-0.096	12
Denitrifikationshastighet, svår	gNO3-N/(kgVSS,h)	1.00	0.90	1.10	0.00	15	-0.24	4	0.00	25	0.00	28	0.00	14	-0.15	5
Efterdenitrifikationshastighet	gNO3/(kgVSS,d)	3.00	2.70	3.30	0.00	27	0.00	25	0.00	29	0.00	22	-0.55	1	-0.09	13
Endogen respiration, 15 °C	gO2/(kgVSS,d)	0.08	0.07	0.09	-0.24	5	0.00	23	0.00	32	-0.53	2	0.00	32	-0.11	11
<i>Slam</i>																
TS primärslam	%	6	5.4	6.6	0.00	12	0.00	31	0.00	16	0.00	11	0.00	15	-1E-04	34
TS förtjockat bioslam	%	6	5.4	6.6	0.00	30	0.00	33	0.00	19	0.00	32	0.00	27	3E-04	32
Effektivitet förtjockare	%	98	88	108	0.00	21	-0.04	13	-0.17	5	0.00	20	0.00	8	-0.12	9
<i>Drift</i>																
Faktor RAS-flöde	-	4.00	3.60	4.40	0.47	2	-0.08	12	-0.11	6	0.13	6	-0.11	5	-0.04	17
Faktor nitratrecirkulation	-	1.20	1.08	1.32	0.00	23	0.00	20	0.00	26	0.00	26	0.00	9	-9E-04	30
Syrehalt membranbassänger	mg O2/l	5.00	4.50	5.50	0.52	1	0.00	32	0.00	30	0.00	21	0.00	22	0.08	15
Faktor nitratrecirkulation, ma-	-	4.00	3.60	4.40	0.00	19	0.00	27	0.00	18	0.23	4	0.00	19	0.03	19
Syrehalt i slutet av Ox-zon	mg O2/l	1.20	1.08	1.32	0.00	29	0.00	19	0.00	23	0.53	1	0.00	18	0.07	16
N att efterdenitrifiera	mg N/l	12.3	11.1	13.5	0.00	16	-0.47	2	0.09	9	0.00	13	0.55	2	-0.15	4

Tabell

Samtliga parametervärden i dimensioneringsberäkningen för Fallstudie 1. SRC-värdet visar känsligheten för parametern och respektive designstorhet (zonvolym). *r*-rangordning där 1 innebär högst känslighet.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

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