



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2016 30 stp
Institutt for matematiske realfag og teknologi

Vannkvalitet i drikkevannsforsyning Modellering av klorkonsentrasjon i ledningsnett

Potable Water Quality
Chlorine Concentration Modelling In Water
Distribution Network

Henrik Arntsen
Vann- og miljøteknikk

Sammendrag

Hydrauliske modeller er mye brukt for planlegging og drift av ledningsnettssystemer. I dag er det lite fokus på bruk av modeller for å simulere vannkvalitet i Norge. Hovedmålet med denne oppgaven er å undersøke modellene for å kunne vurdere hva som skal til for at en hydraulisk modell skal klare å simulere vannkvalitet i et ledningsnett.

Denne oppgaven bruker modelleringsprogrammene EPANET og AQUIS til å simulere spredningen og nedbrytningen av fritt klor i Oppegård kommune sitt ledningsnett. Dette innebærer å bygge og kalibrere en modell. Kalibrering av vannkvaliteten er gjort ved å analysere korttidsnedbrytningen av klor for å bestemme en reaksjonskoeffisient for vannet i Oppegård. Modellen er kalibrert hydraulisk ved å legge inn vannmengder fra driftskontrolldata. I tillegg er det gjort målinger i fire punkter på Oppegård sitt ledningsnett, som resultatene fra programmene sammenlignes mot.

Det viste seg at målingene ved Oppegård vannverk ikke ga noen gode inputverdier for reaksjonskoeffisienten for vannmassen (K_b). Målemetoden så på korttidsnedbrytningen av klor, som ga en høy K_b (-12,36 1/døgn) sammenlignet med lignende undersøkelser (-0,5 1/døgn). Dette viser at korttidsnedbrytning av klor, ikke vil være representativt for langtidsnedbrytning av klor som modellene trenger. Etersom K_b ikke ble funnet ved målinger, ble den bestemt i EPANET (-1,15 1/døgn) og AQUIS (-0,96 1/døgn) ved prøving og feiling.

Konsentrasjonen av fritt klor EPANET og AQUIS beregner, samsvarer med målingene på forskjellige punkter i ledningsnettet dersom K_b i hvert program bestemmes ved prøving og feiling. Det er derfor ut fra forsøkene vist at modeller kan benyttes til å beregne restklor rundt om i ledningsnettet, da fire forskjellige målinger predikeres rett med en funnet K_b .

Programmene regner forskjellig alder på vannet i Oppegårdmodellen. Ved å sammenligne en simpel modell med Oppegårdmodellen, viser det seg at differansen mellom hva programmene regner øker med kompleksiteten til modellene. Variasjonen EPANET beregner for alder og konsentrasjon av fritt klor i endeledninger stemmer ikke overens med teorien eller hva AQUIS beregner. Det er midlertidig grunn til å tro at AQUIS regner mer nøyaktig enn EPANET, ettersom AQUIS lager flere tidssteg enn det som er angitt i programmet. Dette gir en høyere nøyaktighet. Det ble ikke funnet ut om EPANET gjør noe tilsvarende.

Abstract

Hydraulic models are widely used in the planning and operation of water distribution networks. Currently in Norway, it has been little focus on the use of models to simulate water quality. The main objective of this study is to examine models to assess what is needed for a hydraulic model to simulate water quality in a network.

This study uses the simulation programs EPANET and AQUIS to model the dispersion and decay of free chlorine in the water distribution network of Oppegård. This involves building and calibrating a model. The water quality calibration is done by analyzing the short time decomposition of chlorine, to determine a bulk decay coefficient. The hydraulic calibration is done by adding water demands to the model from operation control data. In addition, measurements from four different locations in the network are compared with the results from the computer programs

The measurements at Oppegård waterworks gave no good input values for the bulk decay coefficient (K_b). The method that was used, studied the short time decomposition of chlorine, which provided a high K_b (-12,36 1/day) compared to similar studies (-0,5 1/day). This shows that the short time decomposition of chlorine will not be representative for the long time decomposition of chlorine models need. As K_b was not found, it was determined in EPANET (-1,15 1/day) and AQUIS (-0,96 1/day) by trail and error.

The calculated concentration of free chlorine in EPANET and AQUIS match the measurements done in the network, when K_b in each programs are determined by trial and error. This study have shown that models can be used to simulate chlorine residuals in water distribution networks, when four different measurements are predicted correctly with a found K_b . EPANET and AQUIS calculates various water age in the Oppegård model. By comparing a simple model with the Oppegård model, it turns out that the difference between what the programs calculate increases with the complexity of the models. The age and concentration of free chlorine, which EPANET calculates in branches, do not match theory or what AQUIS calculates. There is a temporary reason to believe that AQUIS calculates more accurate than EPANET, since AQUIS adds additional time steps than what is specified in the program. This provides a higher accuracy. It was not found that EPANET does something similar.

Forord

Denne oppgaven er skrevet våren 2016, og er det avsluttende arbeidet i min mastergrad i vann- og miljøteknikk på Institutt for matematiske realfag og teknologi (IMT) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Oppgaven har vært interessant og lærerik, men også svært krevende. Gjennom denne oppgaven har jeg opparbeidet meg kunnskap om hydrauliske modelleringsprogrammer, hvor forståelse for hydraulikk og hvordan en substans spres og nedbrytes i et ledningsnett står sentralt.

Jeg vil først og fremst takke min hovedveileder Lars J. Hem (NMBU) for gode råd og innspill på veien. Takk til Shima Bagherian (Oppegård kommune), og driftspersonell ved Oppegård vannverk, for opplæring og lån av måleutstyr, og all informasjonen om vannforsyning og ledningsnett til Oppegård kommune. En stor takk til Martin Vignes Pettersen og Bjørn Steinar Børstad (COWI) for god hjelp med modellene. Dere har kommet med gode innspill, råd og flere timer med diskusjon rundt prosjektet, noe jeg setter stor pris på. Til slutt vil jeg rette en spesiell takk til min biveileder Sverre Olav Gjerløw (COWI) for å ha bistått med kontorplass, PC og veiledning gjennom hele skriveperioden.

Ås, 13.05.2016

Henrik Arntsen

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG	I
ABSTRACT	III
FORORD	V
INNHALDSFORTEGNELSE	VII
1 INNLEDNING	1
1.1 PROBLEMSTILLING.....	2
2 TEORI	3
2.1 VANNKVALITET.....	3
2.1.1 Råvann.....	4
2.1.2 Vannbehandlingsanlegg.....	5
2.1.3 Ledningsnett.....	15
2.2 HYDRAULISKE MODELLER.....	24
2.2.1 Vannkvalitetssimulering.....	24
2.2.2 EPANET.....	29
2.2.3 AQUIS.....	33
3 OPPEGÅRD SITT VANNFORSYNINGSSYSTEM	35
3.1 RÅVANN, RENSING OG DRIKKEVANNSKVALITET	35
3.2 OPPEGÅRD SITT LEDNINGSANLEGG	42
3.3 DRIKKEVANNSMENGDER, LEKKASJE OG DRIFTSSIKKERHET	46
4 METODE	53
4.1 MODELLBYGGING OG DATAGRUNNLAG.....	53
4.1.1 Bakgrunn for eksisterende modell.....	54
4.1.2 Kalibrering av modellen.....	55
4.2 SIMULERINGER	60
5 RESULTATER	63
5.1 HYDRAULISK KALIBRERING	63
5.2 KLORMÅLINGER.....	63
5.3 EPANET vs. AQUIS	66

6	DISKUSJON	71
6.1	DEN HYDRAULISKE KALIBRERINGEN	71
6.2	KLORMÅLINGER	71
6.3	KALIBRERING AV VANNKVALITET	74
6.4	VANNKVALITETSSIMULERINGEN	75
7	KONKLUSJON	79
8	VIDERE ARBEID	81
	REFERANSER	83
	VEDLEGG A	i
	VEDLEGG B	iii
	VEDLEGG C	v

Liste over forkortelser og ordforklaringer

BOM	Bionedbrytbart organisk materiale
Bulk (fluid)	Vannmassen i et rør eller tank
CI	Støpejern
CICL	Sementforet støpejern
Gemini VA	Digital kartdatabase
GIS	Geografiske informasjonssystemer
MDPE	Medium density polyetylen
moh	Meter over havet
PPM	Parts per million (en milliondel)
PVC	Polyvinylklorid
TOC	Total organisk karbon

Liste over figurer

Figur 1-1: Hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem fra kilde til forbruker (Røstum & Eikebrokk 2009).....	2
Figur 2-1: Smittevei til vannrelaterte patogene mikroorganismer (World Health Organization 2004) ..	7
Figur 2-2: Fordeling av HOCl og OCl ⁻ i vann som følge av pH (Ødegaard et al. 2009).....	14
Figur 2-3: Biofilmdannelse i fem steg. (A) Bakteriene knyttes reversibelt til en fast overflate (B) Bakterier tilknyttes irreversibelt som danner en klynge (C) Biofilmen modnes, og bakteriene legger seg lagvis (D) Maksimum tykkelse av lagene i biofilmen (E) Biofilm løsrives (Schachter 2003).....	16
Figur 2-4: Klorforbruk etter tilsetting (Ødegaard et al. 2009).....	21
Figur 2-5: Reaksjonssoner i røret (Rossman 2000).....	26
Figur 2-6: Effekt av rørmaterialet på rørets forbrukskoeffisient K_w . CI/SI = Støpejernsrør, DICL = Sementforet støpejern, MDPE = Medium density polyetylen, PVC = Polyvinylklorid. (Hallam et al. 2002).....	28
Figur 3-1: Flytskjema for renseprosessen ved Oppegård vannverk (COWI 2015).....	37
Figur 3-2: Forenklet prosessteknisk flytskjema over lut og klordosering ved Oppegård Vannverk.....	38
Figur 3-3: Variasjon av fritt klor etter 30 min. oppholdstid (fra 07.03.2016).....	39
Figur 3-4: Prøvepunkter på ledningsnettet utført av Eurofins i slutten av januar og mai 2015.....	41
Figur 3-5: Andel av type rørmateriale som utgjør Oppegård sitt ledningsnett.....	42
Figur 3-6: Kommunale vannledninger, rørmateriale/anleggsår (COWI 2015).	43

Figur 3-7: Oversikt over trykksoner, ventiler og pumper (COWI 2015)	44
Figur 3-8: Variasjon i årsforbruket til Ås og Oppegård kommune (2015).....	48
Figur 3-9: Lokalisering av lekkasje/brudd i perioden 2005-2014 hvor anleggsår er angitt (COWI 2015)	50
Figur 3-10: Vannmålere, eksisterende og planlagte nye (COWI 2015)	51
Figur 4-1: Kart over ledningsmaterialer og målepunkter for fritt klor	59
Figur 4-2: Prøvepunkter i modellene (punkt 1-4).....	61
Figur 5-1: Variasjon i vannmengde sørover fra Oppegård vannverk i EPANET og AQUIS	63
Figur 5-2: Måleresultater for fritt klor som avtar med tiden gjort ved Oppegård vannverk.....	65
Figur 5-3: Sammenligning av alder på vannet over et døgn fra EPANET og AQUIS.....	66
Figur 5-4: Snitt av resultatene fra EPANET, AQUIS og egne målinger, når $K_b = -1,15$ 1/døgn i EPANET og $K_b = -0,96$ 1/døgn i AQUIS.....	67
Figur 5-5: Variasjon av fritt klor for hvert prøvepunkt over et døgn beregnet i EPANET og AQUIS. Egne målinger med tidspunkt for når de er tatt er med for å sammenligne programmene sine resultater mot egne målinger.	69
Figur 6-1: Veien vannet tar fra VBA til punkt 1. Veien er angitt med sorte piler.....	73
Figur 6-2: Simpel modell i EPANET og AQUIS, hvor vannforbruk og vannhastighet er plottet.....	76

Liste over tabeller

Tabell 2-1: Grenseverdier for mikrobiologiske parametere for vann levert til abonnent eller forbruker (Helse- og omsorgsdepartementet 2001)	8
Tabell 2-2: Desinfeksjons-/kontakttid ved klorkonsentrasjon på 1 PPM (1 mg/L), pH = 7,5 og temperatur = 25°C (Lenntech BV)	15
Tabell 2-3: Første ordens forbrukskoeffisienter (K_b) fra litteratur (Powell et al. 2000).....	26
Tabell 2-4: Orden og bruk av kinetiske modeller (Rossman 2000).	31
Tabell 3-1: Tilstandsklasser med fargeforklaring. a) Klassifiseringssystem iht. vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009) b) Miljødirektoratets tilstandsklasser for vannkvalitet (Miljødirektoratet 1997) (NIVA 2014).....	36
Tabell 3-2: Tilstandsklasser for Gjersjøen 2014 (middelverdier for sesongen) (NIVA 2014).....	36
Tabell 3-3 a): Sentrale verdier som påvirker klorforbruk (prøvedato 20.01.2015)	41
Tabell 3-4: Oppsummering av komponenter på Oppegård sitt ledningsnett.....	46
Tabell 3-5: Vannforbruk og lekkasje for Oppegård kommune 2009-2014 [$m^3/år$] (COWI 2015).....	46
Tabell 3-6: Vannforbruk og lekkasje for Oppegård kommune 2009-2014 [l/s].....	47
Tabell 3-7: Prognose for dimensjonerende vannforbruk for Oppegård (COWI 2015)	49
Tabell 5-1: Snitt av målinger gjort på ledningsnett over tre dager	64

Tabell 5-2: Målinger gjort på rentvannsiden på vannverket. Manuelle målinger mot verdier fra fastmontert online måler.....	64
Tabell 5-3: Gjennomsnitts alder for punkt 1-4 fra EPANET og AQUIS	66
Tabell 5-4: Konsentrasjon av fritt klor beregnet etter Lign. 8.....	68

1 Innledning

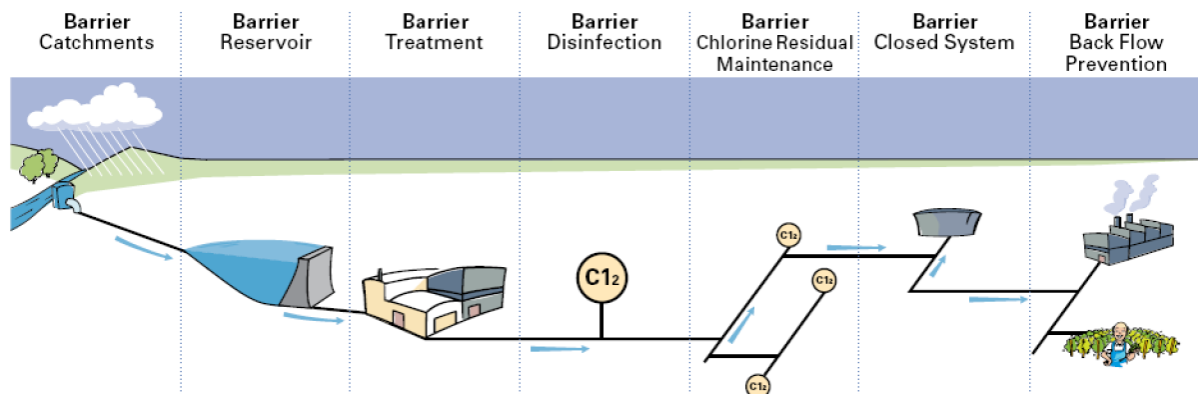
Dette er en avsluttende hovedoppgave på masterstudiet i Vann- og miljøteknikk som skal se på bruken av hydrauliske modeller til å simulere vannkvalitet i Oppegård kommune sitt ledningsnett. Dette innebærer å bygge en modell, kalibrere modellen (hydraulisk og kvalitetsmessig), og simulere en reell driftssituasjon for Oppegård kommune. De hydrauliske modelleringsprogrammene som er brukt er EPANET 2.0 og AQUIS 1.5.

Vann er vårt viktigste næringsmiddel, og en god og sikker vannkvalitet er en viktig betingelse for å opprettholde en høy levestandard. Vannforsyning hevdes å være det beste målet på landets levestandard. 80 % av alle sykdomstilfeller i utviklingsland er vannbårne sykdommer, forårsaket bl.a. av dårlig drikkevann og sanitærforhold (Ødegaard 2012). I Norge har forsyningsvann som kommer ut av vannbehandlingsanlegget drikkevannskvalitet, selv om andre land har varierende vannkvalitet avhengig av bruken til vannet. Norge har mange gode drikkevannskilder sammenlignet med andre land, men behovet for vannbehandlingsanlegg er fortsatt stort. Det fremste målet med drikkevannsbehandling er å sikre helsemessig betryggende drikkevann. I følge Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), skal drikkevann, når det leveres til mottakeren, være hygienisk betryggende, klart og uten framtrepende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk (Helse- og omsorgsdepartementet 2001). Kravene må opprettholdes og det er dermed viktig at drikkevannskvaliteten ikke forringes i ledningsnettet på veien til forbruker.

Det er også et krav i Drikkevannsforskriften om at vannet skal gjennom to hygieniske barrierer¹, og at en av barrierene skal sørge for å desinfisere vannet slik at smittestoffer fjernes eller uskadeliggjøres. I Figur 1-1 er det illustrert et typisk vannforsyningssystem med ulike barrierer, hvor desinfeksjonen består av tilsetning av klor. Klor er verdens mest brukte desinfeksjonsmetode, som også gir en restvirkning på ledningsnettet i form av restklor.

¹ Definisjon av hygienisk barriere: Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter mv., og/eller fortynne, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko (Helse- og omsorgsdepartementet 2001).

Restklor er fritt klor som enda ikke har reagert med stoffer i vannet eller med rørveggen, og er derfor ofte en indikasjon på at drikkevannet ikke inneholder smittestofferer. Restklor kan virke som en hygienisk barriere på ledningsnettet dersom konsentrasjonen opprettholdes. Hvordan klor spres og brytes ned i ledningsnettet er noe som er mulig å modellere med hydrauliske modelleringsprogrammer.



Figur 1-1: Hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem fra kilde til forbruker (Røstum & Eikebrokk 2009)

Hydrauliske modeller er mye brukt for planlegging og drift av ledningsnettssystemer. I dag er det lite fokuset på bruk av modeller for å simulere vannkvalitet i Norge. Hovedmålet med denne oppgaven er å undersøke modellene for å kunne vurdere hva som skal til for at en hydraulisk modell skal klare å simulere vannkvalitet i et ledningsnett.

1.1 Problemstilling

- Utprøving av vannkvalitetssimuleringer i en hydraulisk modell, hvor klor er benyttet som parameter.
- Sammenligne vannkvalitetssimuleringer i hydrauliske modelleringsprogrammene EPANET 2.0 og AQUIS 1.5
- Se om egne målinger i felt kan gi gode nok inputverdier til modellen, slik at modellene kan simulere fritt klor med ønsket nøyaktighet
- Se på kloreringspraksis i norske forhold
- Se hva resultatene forteller, og om de er nyttige for bransjen

2 Teori

Frem til midten av 1800-tallet var vannforsyningen i stor grad basert på brønner, bekker og enkle vannforsyningsanlegg med trerør. Avløpssystemet var i stor grad bestående av ulike varianter av utedo og rennesteiner. Det var herfra flere trender ledet frem til dagens vann- og avløpstjeneste vi kjenner i Norge i dag. Med et større fokus på vannforurensing og kunnskapsutvikling, ble behovet for vannbehandling større. Dette ledet til Norges første moderne vannverk som ble etablert i Bergen (1855), tilhørende vannkilden Svartediket. Et par tiår senere fulgte en lang rekke byer og tettsteder Bergens eksempel, hvorav 22 vannverk ble bygget i Norge. Teknologi og miljøfokus vokste stadig frem gjennom 1900-tallet. Etter 1980-tallet skjedde det en rivende utvikling både regelverksmessig, faglig og teknologisk. Det er denne rivende utviklingen som legger grunnlag for dagens regelverk med strenge krav til vann og miljø. Teknologi har banet vei for mange digitale verktøy som i dag er helt nødvendig for prosjektering, planlegging og vedlikehold av vannsystemer.

I dette kapitlet er teori om vannkvalitet og hydrauliske modeller beskrevet. Vannets vei fra vannkilde, gjennom vannbehandlingsanlegg og videre ut på ledningsnettet og til forbrukere er beskrevet. Hvordan hydrauliske modeller brukes til å simulere vannkvalitet i et ledningsnett og teorien bak er også beskrevet. I denne oppgaven fokuseres det på klor som desinfeksjonsmetode, og som restprodukt i ledningsnettet.

2.1 Vannkvalitet

Vannets kretsløp er en lang og komplisert prosess. Kretsløpet er her begrenset til vann fra vannkilde, gjennom et vannbehandlingsanlegg og til forbrukere gjennom et ledningsnett. Hvordan vannkvaliteten endrer seg på denne reisen er beskrevet i dette delkapitlet. Vannkvalitet vil være påvirket av type råvannskilde, type vannbehandling, ledningsnettets utforming, materialbruk og drift.

I denne oppgaven vil noen begreper rundt klor bli brukt om hverandre. Dette gjelder begreper fritt klor eller restklor, reaksjon i/med vannmassen eller i/med bulk fluid (ref. b i K_b), reaksjon med rørveggen eller wall (ref. w i K_w), samt forbruk, reduksjon eller nedbrytning av klor. Begrepene er forklart senere i dette kapitlet.

2.1.1 Råvann

Kvalitet på råvannet kan avhenge av mange faktorer, men avhenger først og fremst av hva slags type vannkilde det er. Det er vanlig å dele vannkilder inn i overflatevann og grunnvann. Overflatevann er delt inn i elver og innsjøer, og utgjør om lag 90 % av vannforsyningen til Norges befolkning. Den resterende befolkningen bruker stort sett grunnvann som vannkilde. Grunnvann i Norge blir normalt hentet fra brønner i løsmasser eller fjell.

Fordelen med grunnvann er at vannet ofte inneholder lite organisk materiale og patogene mikroorganismer. Siden vannet blir hentet opp fra dype brønner, vil vannet holde en stabil lav temperatur som gjennomgår en langsom rensing gjennom løsmasser. Renseeffekten avhenger av filteregenskapene til løsmassene, som gjør at vannkvaliteten vil kunne variere fra brønn til brønn. Vannkvaliteten kan være preget av innhold av jern og mangan, lavt oksygeninnhold, og ofte hardt vann med lav ledningsevne. Innhold av jern, mangan, kalsium og magnesium forekommer for det meste i områder med kalkrike bergarter og vil kunne gi hardt vann. Lavt oksygeninnhold skyldes ofte av mikroorganismer som forbruker oksygen.

Fordeler med en innsjø som vannkilde er at det ofte er en kvalitetsmessig stabil kilde, og det finnes så å si overalt i Norge som gjør det lett tilgjengelig. Om innsjøen har et maks dyp på 20 m og middeldyp større enn 10 m vil et temperatursjikt dannes på sommerhalvåret (Ødegaard 2012). Temperatursjiktet kommer av at en tetthetsforskjell skapes på det varme og det kalde vannet som gjør at disse sjiktene i liten grad blandes. Dette sjiktet, sammen med en lang oppholdstid, vil bidra til at partikler over tid synker til bunnen (sedimenterer). Dette gir en stabil vannkvalitet i dypvannslaget på innsjøer. Noen ulemper ved overflatevann er at de ofte varierer i temperatur og pH. Overflatekilder vil også være sårbare mot aktivitet i nedbørsfeltet til kilden. Elver er gjerne mer utsatt enn innsjøer mot forurensing, siden elver er veldig følsomme for store nedbørsmengder og snøsmelting, samt at det ikke er noe temperatursjikt. Kvaliteten på vannet som blir tilført kilden vil være ustabil som følge av rask og variabel avrenning fra nedbørsfeltet. Utslipp fra industri og jordbruk kan gjøre så kilden blir rik på næringsstoffene fosfor og nitrogen, som kan føre til uønsket algeoppblomstring (eutrofiering). Både fosfor og nitrogen kan være begrensende for algevekst, men stort sett er det slik at fosfor er begrensende næringsstoff i ferskvann, mens nitrogen er begrensende næringsstoff i saltvann (Ødegaard 2012).

2.1.2 Vannbehandlingsanlegg

Som nevnt i *1 Innledning*, er det fremste målet med drikkevannsbehandling å sikre helsemessig betryggende drikkevann. For å nå dette målet må råvannets sammensetning og kvaliteten bestemmes ut fra vannanalyser, slik at riktige renseprosesser kan velges. I Norge er de største utfordringene knyttet til behandling av drikkevann sikring av en hygienisk barriere gjennom fjerning eller inaktivering av patogene mikroorganismer, fjerning av partikler i vannet, fjerning av naturlig organisk materiale (NOM eller humus), og fjerning av oppløste metaller i vann (Ødegaard 2012). Siden råvannskvaliteten vil variere med type kilde som beskrevet i *2.1.1 Råvann*, vil også renseprosessen variere. Under er det gitt en typisk oppbygning av renseprosessen for de vanligste vannkildene i Norge. Det er flere rensetrinn utover de som er nevnt som brukes i Norge, men de som er beskrevet er de mest brukte og kjente rensetrinnene.

En typisk vannbehandling av overflatevann er å fjerne partikler over en gitt størrelse og inaktivere eller fjerne sykdomsfremkallende (patogene) mikroorganismer i vannet. Partikler fjernes ofte mekanisk eller kjemisk. Mekanisk fjerning av partikler vil si bruk av siler som har mindre lysåpning enn partikkelstørrelsen, mens kjemisk fjerning vil innebære å tilsette en koagulant (ofte jern eller aluminium) som får partiklene til å feste seg til hverandre (flokkulering). Når partiklene blir store nok vil de synke av seg selv (sedimentering), eller flyte til overflaten på grunn av små glassbobler som løfter partiklene (flotasjon). Etter de største partiklene har sunket til bunn eller steget til overflaten, føres vannet videre gjennom et filter som fjerner de partiklene som ikke ble fjernet i forrige trinn. Filteret kan bestå av flere kombinasjoner av filtermaterialer, men vanligst er flere lag av granulært materiale (sand). Mange norske overflatekilder har høyt innhold av humus som gir flere ulemper. En ulempe er at humusholdig vann kan være svært korrosivt ovenfor de fleste rørmaterialer. En metode som kan brukes er en kjent filterprosess med navn Moldeprosessen. Prosessen går ut på at partikler fjernes i de to øverste lagene i et tre-media-filter, mens en korrosjonskontroll skjer i det laveste laget. Det er i hovedsak to strategier som brukes for korrosjonskontroll ved vannbehandlingsanlegg. Det ene er karbonatisering, som vil si å manipulere med karbonatsystemet (pH, alkalitet og kalsiumkonsentrasjon), og det andre er tilsetning av korrosjonsinhibitor (oftest vannglass i Norge) som hindrer/reducerer korrosjonen. Korrosjonskontrollens hensikt er å øke rørenes levetid, hindre lekkasjer, redusere forringelse av vannkvaliteten som følge av korrosjon og spare kostnader knyttet til vedlikehold som for

eksempel spyling. Etter partikkelfjerning, består det siste rensetrinnene gjerne av pH justering og desinfeksjon. Ofte tilsettes lut for å korrigere pH, mens det er vanlig å tilsette oksidasjonsmidlene klor og/eller ozon, i tillegg til UV-stråling som desinfeksjon.

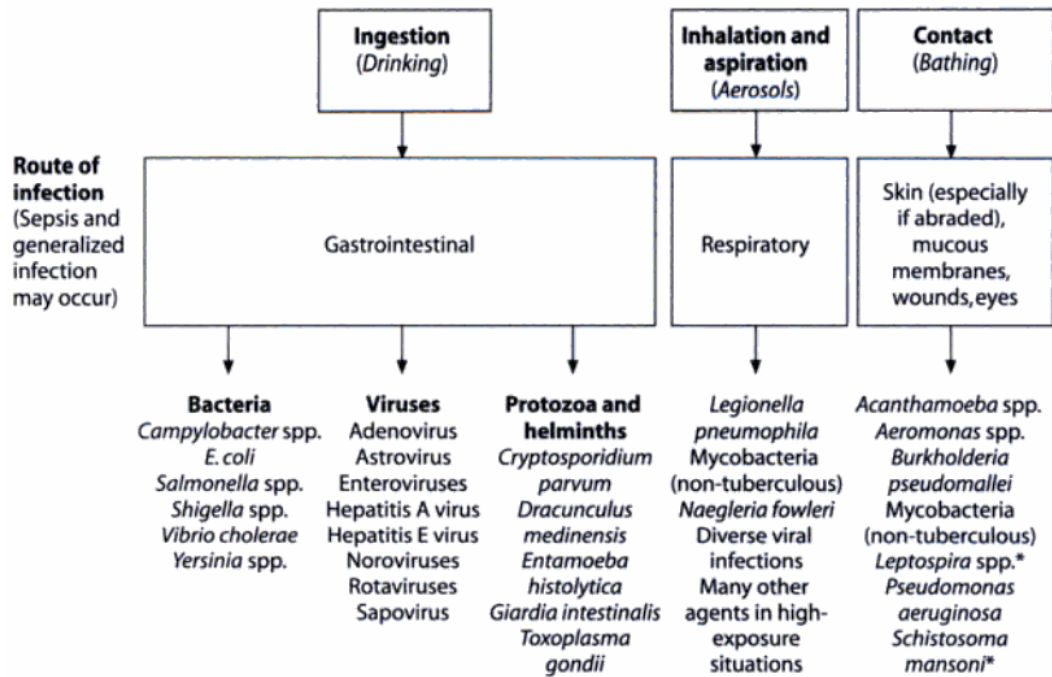
Grunnvann som kommer av brønner i løsmasser har ofte lavt innhold av patogene mikroorganismer, og løsmassene kan virke som en hygienisk barriere om oppholdstiden er lang nok. Alt vann skal likevel desinfiseres etter krav i Drikkevannsforskriften om minimum to hygieniske barrierer, hvor en av de er desinfeksjon. Ofte er naturlig filtrering og desinfeksjon tilstrekkelig nok. Om grunnvannet har høyt innhold av jern og mangan, kan lufting og filtrering legges inn som ekstra rensetrinn. Grunnvann fra fjellbrønner har ofte mindre renseseffekt som kommer av lavere oppholdstid. I et slikt tilfelle bør hvert enkelt tilfelle undersøkes med tanke på rensetrinn.

Felles for alle vannkilder er kravet om hygienisk barriere som vil sikre et helsemessig betryggende drikkevann. Dette innebærer å fjerne sykdomsfremkallende stoffer fra vannet gjennom en desinfiseringsprosess ved vannbehandlingsanleggene.

2.1.2.1 Mikroorganismer

Mikroorganismer omfatter bakterier, virus, protozoer (encellede parasitter), mange sopparter og noen typer alger (Tønjum 2015). De fleste mikroorganismer er ikke sykdomsfremkallende (patogene). Disse mikroorganismene er viktige bidragsyttere til den økologiske balansen. Når det snakkes om dårlig kvalitet på drikkevannet, er det snakk om de patogene mikroorganismene som virus, bakterier og parasitter. I Figur 2-1 er det vist en oversikt over vannrelaterte patogene mikroorganismer og smitteveien de kan ta.

Fokuset i denne oppgaven vil være på patogene mikroorganismer som kan inntas ved å drikke vannet, ettersom oppgaven omhandler vannkvalitetsendringer i vannforsyningsnett.



* Primarily from contact with highly contaminated surface waters.

Figur 2-1: Smittevei til vannrelaterte patogene mikroorganismer (World Health Organization 2004)

Det viktigste er ofte å vite hvor stor andel patogene mikroorganismer som er i drikkevannet. I stedet for å måle hver enkelt mikroorganisme brukes indikatororganismer. For måling av vannkvalitet, brukes de mikrobiologiske parameterne; kimtall (22 °C), *E. coli*, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* (inkl. sporer) som indikatororganismer (Helse- og omsorgsdepartementet 2001). *E. coli* og intestinale enterokokker benyttes ved "fersk" fekal forurensing og for å måle effekt på desinfeksjonsprosessen mht. inaktivering av patogene bakterier. *Clostridium perfringens* gir indikator på virus og protozoer og "gammel" fekal forurensing. Kimtall (22 °C) er en analysemetode ved 22 °C som brukes primært til å kontrollere om det er problem med at naturlig forekommende mikroorganismer vokser på innsiden av rørveggen. Høyt kimtall indikerer at det er en del begroing i ledningsnett, men vil nødvendigvis ikke være en indikasjon på patogene mikroorganismer (Ødegaard 2012). Mer teori om begroing i ledningsnett står under 2.1.3.1 *Biofilm*.

Drikkevannsforskriften har satt grenseverdier for mikrobiologiske parametere for vann levert til abonnent eller forbruker i Tabell 2-1. Ved overskridelser av grenseverdiene skal det umiddelbart iverksettes tiltak for å avdekke årsaken til overskridelsene. Alvorlighetsgrad bestemmer hvilken tiltakstype (A-C, hvor A er strengest) som må iverksettes.

Tabell 2-1: Grenseverdier for mikrobiologiske parametere for vann levert til abonnent eller forbruker (Helse- og omsorgsdepartementet 2001)

Nr.	Parameter	Enhet	Grenseverdi	Tiltakstype	Merknader
5	Clostridium perfringens (inkl. sporer)	Antall/100 mL	0	C	Dersom verdien overskrides, må vannverket undersøke vannforsyningen for å forsikre seg om at det ikke er noen potensiell helserisiko forbundet med tilstedeværelse av patogene mikroorganismer, for eksempel Cryptosporidium eller Norwalk-lignende virus.
6	E. coli	Antall/100 mL	0	A	
7	Intestinale enterokokker	Antall/100 mL	0	A	
8	Kimtall 22 °C	Antall/mL	-	C	Ved verdier over 100 må årsaken undersøkes.
9	Koliforme bakterier	Antall/100 mL	0	B	

2.1.2.2 Desinfeksjon med klor

Ettersom vann kan være en smittespreder av patogene mikroorganismer, blir det å fjerne eller inaktivere slike mikroorganismer særlig viktig. Dette kan i prinsippet gjøres på to ulike måter:

1. Fjerne mikroorganismer som partikler gjennom en partikkelseperasjonsmetode i vannbehandlingsanlegget
2. Ved å inaktivere mikroorganismene gjennom en eller annen form for desinfeksjonsmetode i vannbehandlingsanlegget

Klorering er den mest brukte desinfeksjonsmetoden i drikkevannsrensing på verdensbasis, og kan med rette sies det at klor er det enkeltkjemikalium som har reddet flest menneskeliv (Folkehelseinstituttet 2003). Grunnen til at klor blir så mye brukt er at det har blitt en godt kjent teknologi, det kan gi restvirkning på nettet, enkel å måle, samt billig i investering og drift. Ulemper ved klorering kan være at den ikke gir tilstrekkelig inaktivering av parasitter, kan gi lukt og smak på vannet, og kan gi dannelse av biprodukter (trihalometaner).

Klorbiprodukter kan ha en sykdomsfremkallende effekt, som kommer av for stor klordose eller klor i vann med høyt innhold av humus. Tidligere var det vanlig å bruke klor i form av

klorgass til desinfeksjon. En ulempe ved denne metoden er at klorgass er giftig, og kan ved uhell skape problemer ved dosering. Klorgass er i dag forbudt (Helse- og omsorgsdepartementet 1978), så risikoen knyttet til prosessen er i dag liten (Ødegaard 2012).

Krav til drikkevannskvalitet er gitt i drikkevannsforskriften, og veileder til forskriften angir anbefalte verdier som er i henhold til kravene i forskriften. Maks klordosering er 5 mg/L, og restklor på minimum 0,05 mg/L etter minst 30 min kontakttid er minimumskravet (Mattilsynet 2011). Det sies også i veiledningen at ved tilfeller hvor den første hygieniske barrieren er sterkt redusert eller ikke til stede, kan dosen økes slik at restklor er 0,5 mg/L etter 30 min. Klorrest er fritt klor som enda ikke har reagert med stoffer i vannet eller med rørveggen. Dette indikerer at vann med klorrest ofte er helsemessig betryggende innenfor grenseverdiene som er satt. I Norge er folk mer følsom mot klorsmak på vannet enn hva som er praksis i utlandet. I følge (World Health Organisation 2011) bør en klorrest ligge mellom 0,2 og 0,5 mg/L, og ved verdi under 0,2 mg/L bør tiltak for å reklorere vurderes. Det kan dermed sies at praksis i Norge er en klorrestkonsentrasjon på minimum 0,05 mg/L ut av vannbehandlingsanlegget, samt noe klorrest på ledningsnettet er å anbefale.

Desinfeksjonseffektiviteten er viktig i alle renseprosesser. Faktorer som kan påvirke effektiviteten når klor eller ozon brukes som kjemiske desinfeksjonsmidler, er ifølge (Ødegaard 2012):

- Kontakttid mellom desinfeksjonsmiddel og organismen som skal inaktiveres
- Konsentrasjon og type desinfeksjonsmiddel
- Strømningsbildet
- Antall og type mikroorganismer som skal inaktiveres
- Vannets sammensetning og temperatur

Desinfeksjon med klor anses som en hygienisk barriere, og hver enkelt barriere gir forskjellig effekt (inaktivering) i forhold til bakterier, virus og parasitter. Det er derfor hensiktsmessig å benytte begrepet log-kreditt, der det settes krav til antall log i forhold til smittestoff som skal inaktiveres/fjernes. Krav til log-fjerning bestemmes ut fra antall personer tilknyttet vannverket, råvannskilde og funn av smittestoffer i kilden. Prosent inaktivering er gitt av Lign. 1.

$$\% \text{ inaktivering} = \left(1 - \left(\frac{1}{10^L}\right)\right) * 100$$

Lign. 1

hvor:

L = Logaritmetallet

Dette gir:

1-log = 90 % inaktivering

2-log = 99 % inaktivering

3-log = 99,9 % inaktivering

4-log = 99,99 % inaktivering

Desinfeksjonshastigheten, den hastigheten mikroorganismer dør på ved tilsetning av desinfeksjonsmiddel, er gitt ved Chicks lov (1908). Chicks lov (Lign. 2) sier at utdøingshastigheten til enhver tid er proporsjonal med gjenværende antall av levende mikroorganismer.

$$\frac{dN_t}{dt} = -k * N_t$$

Lign. 2

hvor:

$\frac{dN_t}{dt}$ = Utdøingshastigheten

k = Hastighetskonstant for utdøing, bestemt av type mikroorganisme og desinfeksjonsmiddel

N_t = Antall levende mikroorganismer pr. volumenhet etter tid t

Chicks lov gjelder for stasjonære forhold, dvs. at alle type mikroorganismer har samme følsomhet for inaktiveringsmekanismen. Når det ofte refereres til inaktiveringsgrad, oppgis det vanligvis en viss \log_{10} -inaktivering, og Chicks lov kan også skrives som Lign. 3.

$$\frac{\log_{10} N_t}{N_0} = -k * t \quad \text{Lign. 3}$$

hvor:

N_0 = Antall levende mikroorganismer før desinfeksjon

Watson påviste at utdøingskonstanten, k , var relatert til konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet, C , se Lign. 4.

$$k = \alpha * C^n \quad \text{Lign. 4}$$

Når Chicks lov (Lign. 2) og Watson sin ligning (Lign. 4) kombineres, blir dette til Chick/Watson-relasjonen gitt i Lign. 5.

$$\frac{dN_t}{dt} = -\alpha * C^n * N_t \quad \text{som, mht. tid, integrerer til} \quad \frac{\log N_t}{N_0} = -\alpha * C^n * t \quad \text{Lign. 5}$$

hvor:

α = Inaktiveringskonstant

n = Koeffisient karakteristisk for desinfeksjonsmiddelet

I desinfeksjon er evnen til å inaktivere mikroorganismer en funksjon av både konsentrasjon av desinfeksjon og tid. Ct-begrepet kan si hvilken inaktiveringsgrad som kan forventes ved en bestemt konsentrasjon og en bestemt kontakttid. Lign. 6 gir Ct-verdien. Når $n = 1$, vil C og t ha samme effekt, om $n > 1$ vil C være mer effektiv, men om $n < 1$ vil t være mer effektiv. Det er ofte vanlig å angi Ct som [mg. min/L].

$$C^n * t = Ct \quad \text{Lign. 6}$$

Den effektive kontakttiden i et bassengvolum er gitt i Lign. 7.

$$t = \frac{V}{Q} * \text{hydraulisk faktor} * 60 \quad \text{Lign. 7}$$

hvor:

V = Volum basseng (totalt) [m³]

Q = Dimensjonerende vannmengde [m³/h]

Hydraulisk faktor er hvor stor andel av bassengvolumet som er nyttbart

Klor dreper patogene mikroorganismer som virus og bakterier ved å bryte de kjemiske båndene i deres molekyler. Klorforbindelser kan bytte atomer med for eksempel enzymer i bakterier og andre celler. Når enzymene kommer i kontakt med klore, byttes en eller flere av hydrogenatomene i molekylet med klor. Dette får hele molekylets struktur til å endre form eller falle fra hverandre. Når ikke enzymet fungerer som det skal lenger, vil en celle eller bakterie dø.

Det er flere ulike klorforbindelser som benyttes for desinfeksjon. Den klorforbindelsen som her er beskrevet er tilsetning av natriumhypokloritt (NaOCl), siden det er denne desinfeksjonsprosessen som blir benyttet ved Oppegård vannverk.

Klor på hypoklorittform leveres i en løsning (12 – 15 vektprosent NaOCl), og vil være på formen:



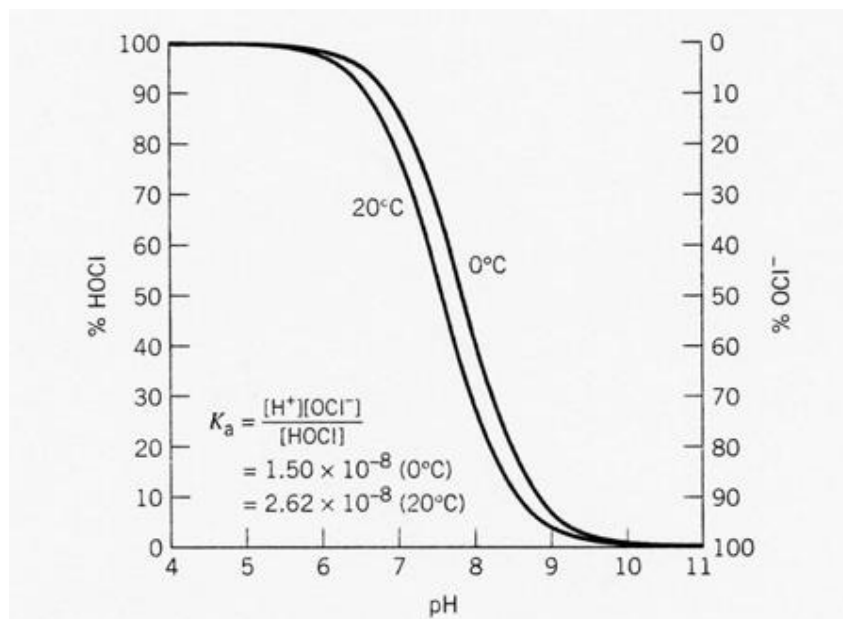
Når hypokloritt (OCl⁻) reagerer med stoffer i vannet, organisk materiale i dette eksempelet, vil det organiske materialet oksideres. Det klore som enda ikke har reagert med stoffer i vannet, utgjør det som kalles fritt klore (OCl⁰). Fritt klor er fortsatt aktivt, og vil ha en desinfeksjonseffekt. Konsentrasjonen av fritt klor vil avta etter hvert som det forbrukes, og er mulig å måle ved diverse målemetoder.

Når klor tilsettes vann, kan klor hydrolysere til forbindelsene underklorosyring (HOCl, nøytralt) og hypoklorittioner (OCl⁻, negativt). Summen av disse, avhengig av pH, utgjør fritt tilgjengelig klor. Fritt tilgjengelig klor er klor som enda ikke har reagert med vannet, altså en slags klorreserve som vil drepe bakterier som blir tilført vannet. Fritt tilgjengelig klor er mer

effektiv enn bundet tilgjengelig klor. Bundet tilgjengelig klor er mindre reaktiv, og derfor vil den holde seg på nettet lenger, og har til formål å hindre biologisk vekst på nettet (Ødegaard 2012). Konsentrasjon av restklor bør holdes så lav som mulig for å forhindre biprodukter som trihalometaner, men ikke for lav slik at desinfeksjonen ikke blir effektiv nok (Nuno Dias et al. 2010). Underklorsyrting og hypoklorittioner har svært særegne oppførslar. Underklorsyrting er mer reaktiv og er sterkere desinfeksjonsmiddel enn hypokloritt. Underklorsyrting er splittet til hydrogenklorid (HCl) og oksygen (O), hvor oksygenet er et sterkt desinfeksjonsmiddel. De desinfiserende egenskapene til klor i vann er basert på den oksiderende kraften til de frie oksygenatomene og på klorsubstitusjonsreaksjoner.

Celleveggen til de patogene mikroorganismene er naturlig negativt ladet. Dette fører til at celleveggen kan lettere bli penetrert av det nøytrale underklorsyrtingen, enn av de negativt ladede hypokloritt ionene. Underklorsyrting kan altså effektivt penetrere cellevegger, slimlag og det beskyttende laget til de patogene mikroorganismene og drepe de. Mikroorganismene vil dermed dø eller bli redusert som følge av reproduksjonsfeil.

Effektiviteten til klore er avhengig av pH på vannet, hvor optimal pH er mellom 5,5 og 7,5. Som nevnt tidligere reagerer underklorsyrting raskere enn hypokloritt, her 80-100 % mer effektivt. Det trengs langt mindre klor for å oppnå en gitt inaktiveringseffekt ved pH på den sure siden enn på den basiske. Sagt med andre ord; ved en gitt klordose vil inaktiveringseffektiviteten være langt høyere på den sure siden, og klor bør dermed doseres før en eventuell pH-økning (for eksempel for korrosjonskontroll). Når pH ligger under 6,5 finnes nesten bare klor som underklorsyrting, mens hypoklorittionet er helt dominerende ved pH over 8,5. Mellom pH 6,5 og 8,5, hvor det oftest opereres i drikkevannsbehandling, vil begge former av fritt tilgjengelig klor være til stede. Summen av underklorsyrting og hypoklorittioner regnes som fritt klor. Dette er illustrert i Figur 2-2.



Figur 2-2: Fordeling av HOCl og OCl⁻ i vann som følge av pH (Ødegaard et al. 2009)

Klor sin effekt mot virus er ganske god, bakterier svært god, men er dårlig mot parasitter. Dette fører til at man ofte må kombinere desinfeksjonsmetoder som f.eks. klor med UV-stråling som er svært god på bakterier og parasitter. UV-stråling er i dag mer og mer vanlig. Parasitter er langt mer resistente overfor klor enn bakterier og virus, som gjør klor nærmest ubrukelig alene mot de fokuserte parasittene som *Giardia* og *Cryptosporidium*. Klor har en viss evne til å inaktivere, men trenger lengre kontakttid mot mer resistente stoffer. Et vannverk skal kunne levere godt nok vann til alle hus i forsyningsområdet, dette kan være et hus bare noen meter unna vannverket, eller et hus som er flere kilometer unna. Kontakttiden vil da variere sterkt. Utfordringen vil ofte ligge på at vannet må reagere lenge nok med klor, slik at de mest resistente stoffene fjernes før en abonnent tar ut vannet noen meter unna vannbehandlingsanlegget. I Tabell 2-2 angis desinfeksjonstid/kontaktid ved en klorkonsentrasjon på 1 PPM (1 mg/L), pH = 7,5 og temperatur = 25 °C. Som Tabell 2-2 viser, er klor under disse forholdene svært god mot bakterie som *E.coli*, ganske god mot virus som *Hepatitis A*, men mindre god mot *Giardia parasitt*, og dårlig mot *Cryptosporidium*.

Tabell 2-2: Desinfeksjons-/kontaktid ved klorkonsentrasjon på 1 PPM (1 mg/L), pH = 7,5 og temperatur = 25°C (Lenntech BV)

Forurensing	Kontaktid for inaktivering
<i>E.coli 0157 H7 bakterie</i>	< 1 min
<i>Hepatitis A virus</i>	Ca. 16 min
<i>Giardia parasitt</i>	Ca. 45 min
<i>Cryptosporidium</i>	Ca. 9600 min (6,7 dager)

Klorforbruket skjer i hele røret, og det skilles ofte mellom klorforbruket som følge av reaksjon med selve vannmassen (bulk fluid), og av reaksjon med og nær rørveggen (wall). Det er vanlig å modellere klorforbruket for vannmassen og rørveggen separat siden de har ulik funksjonsavhengighet (Hallam et al. 2002). Dette er mer omtalt under 2.2.1 *Vannkvalitetssimulering*.

2.1.3 Ledningsnett

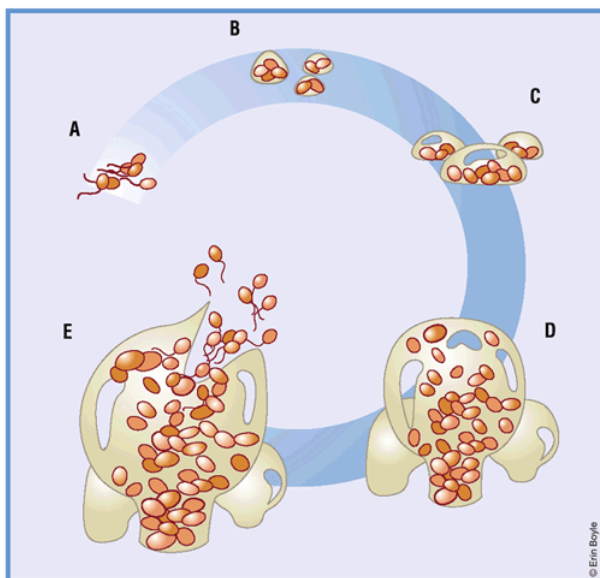
Selv om vannbehandlingsanlegget behandler vannet slik at alle krav i Drikkevannsforskriften oppfylles, er det ikke sikkert at forbruker får den helsemessig betryggende drikkevannet det er krav om. Et eksempel er fra Røros i 2007, hvor det var en hendelse som utløste et mulig utbrudd av gastroenteritt. Resultatene fra en spørreundersøkelse viste at det var forurenset drikkevann som var årsaken til utbruddet, hvor over 1000 mennesker ble syke. Det ble ikke funnet en konkret årsak til hendelsen, men i forkant av utbruddet ble det registrert store vannuttak som kan ha resultert i trykkløse ledninger, og i verste fall undertrykk. Dersom rørene ikke er tette, kan dette ha medført innlekking av forurensninger (Folkehelseinstituttet 2007).

Det er en rekke faktorer som kan påvirke drikkevannskvaliteten mellom vannbehandlingsanlegget og forbrukeren. De faktorene det er fokusert på i denne oppgaven, er forholdene i rørene som kan påvirke konsentrasjonen av fritt klor. Andel biofilm, korrosjon og innlekking av fremmedvann i vannrørene kan forbruke klor og bidra til å forringe vannkvaliteten.

2.1.3.1 Biofilm

Biologisk vekst i drikkevannsledninger forbindes i hovedsak med dannelse av biofilm på rørveggen. Ulemper ved biofilm er at det kan øke muligheten for at patogene mikroorganismer overlever (Hem 2003). Det er vist at når begroingspotensiale øker, målt som AOC (Assimilerbart organisk karbon), øker også forekomst og potensiale for oppvekst av koliforme bakterier (Rice et al., 1991, LeChevallier et al., 1996, sitert av (Hem 2003)). Dersom koliforme bakterier først har kommet seg inn i rørene, kan disse vokse i en biofilm ved temperaturer over 20 °C (Lund, 2000, sitert av (Hem 2003)). Biofilm kan i tillegg til problemene over, medføre uønsket lukt og smak, et slamholdig/uestetisk vann, og økt kloreringsbehov dersom klorrest ønsket i ledningsnettet (Norton, 1999, Franzmann et al., 2001, sitert av (Hem 2003)).

Biofilmdannelse går over fem trinn, illustrert i Figur 2-3. Det første trinnet (A) knyttes bakteriene reversibelt til en fast overflate. I det andre trinnet (B) skjer det en irreversibel tilknytning av bakterier som danner en klynge. I det tredje trinnet (C) modnes biofilmen, og bakteriene legger seg lagvis. I det nest siste trinnet (D) har lagene bygget seg opp til en maksimum tykkelse. I det siste trinnet (E) vil planktoniske bakterier frigjøres biofilmen. Da vil det skje en avskalling av biofilmen.



Figur 2-3: Biofilmdannelse i fem steg. (A) Bakteriene knyttes reversibelt til en fast overflate (B) Bakterier tilknyttes irreversibelt som danner en klynge (C) Biofilmen modnes, og bakteriene legger seg lagvis (D) Maksimum tykkelse av lagene i biofilmen (E) Biofilm løsrives (Schachter 2003).

Det er i hovedsak to kategorier for frigjørelse av biofilm, aktiv og passiv. I en aktiv frigjørelse refereres det til selve bakterien, mens for en passiv frigjørelse refereres det til bakterier som løsriver på grunn av ytre påvirkninger som skjærkraft mot rørveggen, kollisjon av partikler, protozoer som livnærer seg av biofilmen og menneskelige inngrep (Kaplan 2010).

Faktorer som kan påvirke biofilmdannelse i vannforsyningsnett er konsentrasjonen av bionedbrytbart organisk materiale (BOM), rest av desinfeksjon, temperatur, rørmateriale, korrosjon, og skjærkraft mellom væske og biofilm (Ollos, 1998; LeChavallier et al., 1990, 1993, sitert av (Ndiongue et al. 2005)). Temperatur er vist å ha en effekt på formasjon av biofilm, hvor høyere temperatur gir høyere mikrobiologisk aktivitet. I de første stegene av en undersøkelse (Lund og Ormerod, 1995, sitert av (Ndiongue et al. 2005)) viste det seg at det ikke var noen biofilmformasjon ved temperatur under 5 °C. Når temperaturen neste vinter ble under 5 °C igjen stoppet formasjonen igjen i ozonert og UV bestrålt vann. En annen undersøkelse (Ollos, 1998, sitert av (Ndiongue et al. 2005)) så på relasjon mellom temperatur, BOM, og skjærkraft på biofilmen. Det viste seg at temperaturen ikke hadde noen markant effekt når lett nedbrytbart BOM ikke var tilstede, men hvor skjærkraften hadde mer å si. Når lett nedbrytbart BOM var tilstede, viste det seg at temperatur hadde mer å si for lave skjærkraftspenninger. Faktorer som konsentrasjon av BOM, rest av desinfeksjon og rørmateriale, er omtalt under *2.1.3.4 Klorforbruk i ledningsnett*.

Endring i vannkvalitet som følge av biofilmdannelse er knyttet til prosesser som gjør at deler av biofilmen løsner, som kan periodevis gi høye kimtall. Kimtall er mål på total antall bakterier, og er ofte en indikator av biologisk vekst i ledninger. Kunnskapen om hvilke prosesser som er dominerende og faktorer som skyldes avrivning av biofilm i drikkevannsledning er liten. I en undersøkelse gjort ved tre norske vannverk, med tre ulike vanntyper, fant man ingen klar sammenheng mellom biofilmdannelse på nettet og vannkvalitet i tappepunktet (Hem 2003). Måling av biofilmdannelse og kimtall over lengre tid, enn ca. 150 dager som ble brukt i undersøkelsen, supplert med måling som ATP (*Adenosin tri phosphate*), vil kunne gi en bedre sammenheng (Hem 2003).

2.1.3.2 Korrosjon

Korrosjon er en ulempe for vannkvaliteten og for den hydrauliske kapasiteten (Sarin et al. 2004). Vannkvaliteten kan bli påvirket ettersom korrosjonen kan løsne fra rørveggen og blandes med vannet i løselig eller partikulær form. Det er vanlig å få klager fra forbruker på at vannet har en rød eller brun farge som følge av korrosjon. Korrosjon som ikke løsner, vil bidra til å redusere tverrsnittet på røret, og dermed redusere den hydrauliske kapasiteten.

Korrosjon består av en todelt reaksjon, katode² og anodereaksjon³ (Ødegaard 2012). Ulike typer korrosjon kan forekomme avhengig av faktorer som rørmateriale, sammensetning av materialer og stoffer som er tilstede i røret og i grunnen. (Ødegaard 2012) deler type korrosjon i tre deler: galvanisk korrosjon, likestrømskorrosjon og luftningscellekorrosjon. Galvanisk korrosjon skyldes ofte feil kobling mellom rørmaterialer som for eksempel kobber og støpejern som har forskjellige spenningspotensiale. Om disse kobles sammen vil støpejernet bli anode og kan starte å korrodere. Galvanisk korrosjon forekommer relativt sjeldent, siden det krever fuktig grunn, og at katodearealet er betydelig større enn anodearealet. Korrosjon ved likestrømskorrosjon skjer ved at strøm lekker fra likestrømsanlegg til vannledning, og kan gi korrosjon i det punktet hvor den vandrer ut av ledningen. Dette kan forhindres ved korrosjonsbeskyttende belegg som polyetylen (PE) og polyuretan (PUX). I luftningscellekorrosjon bruker katodereaksjonen vann, oksygen og frie elektroner. Metallioner reagerer med hydroksider til komplekse jernhydroksider, som er selve korrosjonsproduktet. Katode og anodereaksjonen skjer sammen. For at dette skal skje må det være forhold for å transportere elektroner fra anode til katode, altså god ledningsevne, og variasjon i oksygen og fuktighet på overflaten. Denne utvendige korrosjonen skjer ofte der røret ligger i fuktig grunn, og at fuktigheten og oksygentilgangen langs røret varierer. Innvendig korrosjon kan forekomme under sedimentering i vannledningen. Korrosjon finnes på innsiden og på utsiden av røret, men fokuset her vil være på den innvendige korrosjonen, som har en direkte innvirkning på vannkvaliteten i røret. Korrosjon kan måles ved å se på endring i vannkvalitet, kpongtester eller ved elektrokjemiske metoder (Hem 2015).

² Katode avgir frie elektroner

³ Anode tar opp frie elektroner

Typiske problemer knyttet til korrosjon i Norge er redusert levetid på rør, lekkasje, tungmetaller i drikkevann (kobber), fare for innsug av forurenset vann, og høy pH i sementbaserte rør. I andre land er ofte fokuset på rødt vann, lukt og smak, samt innhold av tungmetaller i drikkevannet (Hem 2015). Det er grunn til å tro at fokuset på rødt vann vil bli større i Norge dersom lekkasjeandelen går ned. Mindre lekkasje vil si at vannet vil stå mer stille enn i dag, siden vannet som før gikk ut i grøfta ved lekkasje blir værende i røret. Vannet vil kunne reagere over lengre tid med den innvendige korrosjonen som vil gi større andel rødt vann. Det er midlertidig viktig å skille mellom problemer i vannforsyningsnettet som følge av korrosjon og korrosjonsraten på rørmaterialet. Etter en stund vil overflaten stabilisere seg, og vannkvaliteten vil nødvendigvis ikke være dårlig. Det er når variasjon av vannkvaliteten, oftest råvannskvaliteten, at problemer i vannforsyningen som følge av korrosjon hender (Imran et al. 2005). Når vannkvaliteten på kilden endres, vil den tidligere stabile overflaten på rørveggen, som følge av stabil vannkvalitet, kunne endre seg og bli mer ustabil. Når en korrosiv røroverflate er ustabil, vil graden av avskalling og korrosjon som løsner kunne variere, som vil gi varierende vannkvalitet.

Typisk for norsk vann er at det er surt, bløtt og humusholdig (Ødegaard 2012). Dette medfører at vannet ofte er svært korrosivt ovenfor de fleste ledningsmaterialer. For å beskytte rørene mot korrosjon er det vanlig med en korrosjonskontroll ved vannverket.

Korrosjonskontroll har, som nevnt i 2.1.2 *Vannbehandlingsanlegg*, som hensikt å øke rørenes levetid, hindre lekkasjer, redusere forringelse av vannkvaliteten som følge av korrosjon og spare kostnader knyttet til vedlikehold som for eksempel spyling.

Vann med farge er nødvendigvis ikke farlig å drikke, men for stor andel av metallene jern og kobber i drikkevannet er ikke ønskelig. Konsentrasjon av kobber er minimal når det går inn på stikkledningen, men kan ha en høyere konsentrasjon dersom vannet står i kobberledningene i bygningen. For høy konsentrasjon av kobber kan gi en bitter smak på vannet, langvarig diare hos barn, misfarging av kjeler og sanitærinstallasjoner. Høye konsentrasjoner av jernoksider i drikkevannet har ingen påvist helseskadelig effekt, men kan gi betydelig estetiske ulemper (Folkehelseinstituttet 1998). Selv om de helsemessige effektene av jern og kobber ikke er av høyeste alvorlighetsgrad, er det likevel satt krav i Drikkevannsforskriften. Grensen for innhold av kobber fra rensenanlegget er på 0,1 mg/L Cu, og grense for jern er 0,2 mg/L Fe (Helse- og omsorgsdepartementet 2001).

2.1.3.3 Innlekking ved lavt eller ingen trykk

Forringelser av vannkvalitet som kan skje i selve ledningsnettet er ikke nødvendigvis kun knyttet til reaksjon mellom vannet, desinfeksjonsmiddel og rørveggen i røret. Om en vannledning blir trykkløs, eller i verste fall får et undertrykk, kan forurenset vann som ligger rundt vannrøret lekke inn i vannledningen. Innholdet av det forurensete vannet vil variere, men ofte er det snakk om forurenset vann fra spill- og overvannsledning som deler samme grøft som vannledningen. Faren er teoretisk sett ganske liten i og med at ledningen må miste trykket av en eller annen årsak, at det befinner seg forurenset vann rundt det trykkløse strekket, samt at det er utettheter på ledningen. En annen sikkerhetsfaktor er at vannledning oftest ligger øverst, men ved situasjoner med høyt grunnvann vil vann kunne stå rundt vannledningen likevel. Under vanlig drift vil vannledningen være under trykk. Dette fører til i teorien at vann kun vil gå ut der det er utettheter. I følge (Røstum & Eikebrokk 2009) kan trykkløse situasjoner oppstå ved:

- Strømsvikt i pumpestasjon
- Arbeid på ledningsnettet som reparasjoner, anboringsarbeider og ledningsfornyelse
- Når vannforbruket øker mye lokalt, som for eksempel ved en brann eller brudd på en overføringsledning, kan dette redusere trykket andre steder på nettet
- Brudd på store overføringsledninger
- Feil bruk av ventiler
- Trykkstøt
- Høydebasseng tømmes ved kommunikasjonssvikt mellom driftspersonell eller i styringssystemene

2.1.3.4 Klorforbruk i ledningsnett

En forståelse på hvordan klorkonsentrasjon vil avta med tiden som følge av reaksjon med stoffer i volumstrømmen, rørveggen eller med materialet i selve røret, er viktig og sentralt for å håndtere vannkvalitet (Hallam et al. 2002). Forbruket av klor i et vannforsyningsnett påvirkes av en rekke faktorer, men er i hovedsak delt inn i reaksjon med vannmassen og reaksjon med og nær rørveggen. De hovedfaktorene som påvirker nedbrytningen av fritt klor er ifølge (Vasconcelos et al. 1997):

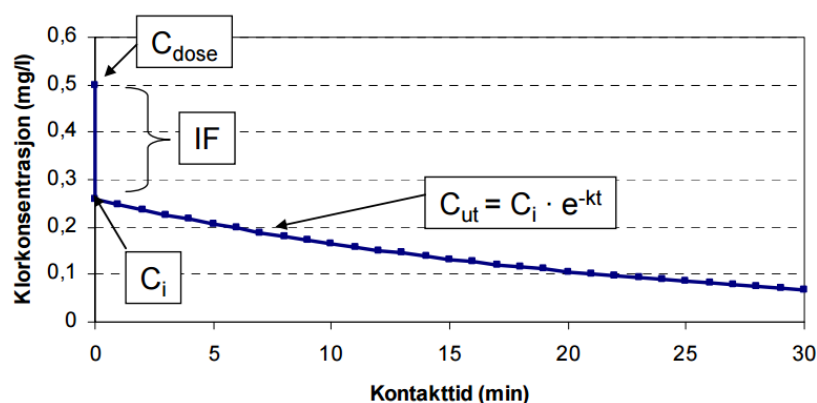
- Klorforbruk som kommer av at klor reagerer med organisk og uorganiske stoffer i vannet
- Klorforbruk som følge av reaksjon mellom klor og biofilm

- Klorforbruk i korrosjonsprosessen

I tillegg til faktorene over, vil noe klor kunne gå tapt på grunn av avgassing. Det er lite fokusert på dette i teorien, men det vil kunne bidra til tap av klor når klorert vann er eksponert til luft. Klorforbruket vil variere med vannkvaliteten, og jo bedre vannkvaliteten er, jo mindre vil fritt klor kunne reagere med oksiderbare stoffer som gjør at fritt klor vil kunne holde seg lengre på ledningsnettet.

Klorforbruk som følge av reaksjon mellom klor og organisk materiale

Vannets innhold av organisk materiale kan påvirke desinfeksjonseffektiviteten på flere måter. Det organiske materialet kan reagere med desinfeksjonsmiddelet og danne kompleksforbindelser som ikke lar seg så lett fjerne. Desinfeksjonsmiddelet kan reagere direkte med det organiske stoffet gjennom en oksidasjon, slik at mengden desinfeksjonsmiddel blir redusert. I det klor er tilsatt vannet, vil det skje en umiddelbart forbruk av klor som følge av oksidasjon. Deretter vil klorforbruket stabilisere seg, og et gradvis forbruk av klor vil skje med kontakttiden, som ofte er uttrykket ved en eksponentialfunksjon som vist i Figur 2-4. Konsentrasjonsendringen i starten har en kontakttid ~ 0 , som følge av oksidasjonen, og vil ikke bidra til Ct-verdien. Den Ct som mikroorganismene opplever i løpet av en gitt kontakttid er representert ved arealet under kurven i Figur 2-4 (Ødegaard et al. 2009).



Figur 2-4: Klorforbruk etter tilsetning (Ødegaard et al. 2009)

I tillegg vil pH, alkalitet og temperatur ha en betydning. En tommelfingerregel er om temperaturen øker med 10 °C, vil inaktiveringshastigheten fordobles ved bruk av klor eller ozon (Ødegaard 2012).

Klorforbruk som følge av reaksjon mellom klor og biofilm

Reduksjon av fritt klor i ledningsnett skyldes reaksjon med selve rørveggen og med selve vannmassen. Biofilm vil først og fremst ha betydning for forbruket av klor forårsaket av reaksjon med rørveggen. Det er gjort en rekke undersøkelser på hvor mye biofilmen bidrar til nedbrytningen av klor, og hvordan klor blir brukt til å forhindre dannelse av biofilm.

Tidligere forskning har sett på hvordan biofilmdannelse vil avhenge av klorkonsentrasjon på ledningsnett. Ved å vedlikeholde en klorkonsentrasjon på 0,05 mg/L i ledningsnett, viste det seg at dannelse av biofilm vil forhindres i nye plastrør over en 18-måneders undersøkelsesperiode (Ndiongue et al. 2005). Et annet studie av (Lund & Ormerod 1995) bekrefter dette. I studiet viste det seg at det ikke var noe biofilmdannelse i plastrør (PEH) på en periode på 20 mnd., når en klorrestkonsentrasjon på 0,04-0,05 mg/L ble opprettholdt. Det konkluderes dermed at klorert vann kan bidra til å forhindre biofilmdannelse. Det er påvist i flere undersøkelser at rørmateriale har en sterk innvirkning på biofilm og desinfeksjonseffektiviteten. En undersøkelse viser at grå støpejernsrør har fra 10-45 ganger høyere bakteriell tetthet i biomasse enn for plastrør (PVC og PE) hvor restklor var konstant under 0,03 mg/L. En annen undersøkelse fant ingen klar forskjell for potensiale for biofilmdannelse og rørmateriale når klorkonsentrasjonen var større enn 0,03 mg/L (Ndiongue et al. 2005).

En hypotese Al Jasser et al. (2006) (siteret av (Newbold 2009)) hadde, var at biofilm i røret kunne forhindre noe klorreduksjon, ettersom den reaktive røroverflaten ville ha et høyere klorforbruk enn biofilmen. For å teste dette ble 302 rør av varierende størrelse, materiale og alder testet. Det viste seg at klorresten økte og minket ved forskjellig alder og materiale. Undersøkelsen konkluderer med at biofilm var en mindre reaktiv overflate enn røroverflaten i eldre rør, men for nyere rør var biofilm en mer reaktiv overflate enn hva røroverflaten var. Det vil si at gamle rør uten biofilm reduserte restklor mer enn hva gamle rør med biofilm gjør, og at nyere rør uten biofilm reduserer mindre restklor enn hva nyere rør med biofilm gjør. Dette indikerer at om restklor er ønskelig på nettet, bør eldre rør ha biofilm, mens nyere rør ikke bør ha det. En undersøkelse av (Hallam et al. 2002) fant ingen forskjell i veggreaksjonskoeffisientene når en moderat mengde biofilm var til stede på et lite reaktiv rørmateriale. Videre konkluderes det med at mengden biofilm mulig var for lav for at klorreduksjonen ville påvirkes.

Forskning på biofilmen sitt klorforbruk har blitt utført av Lu et al. 1999 og Kiene et al. 1998 (sitert av (Hallam et al. 2002)). Forskningen gikk ut på å måle klorforbruket til en biofilm som var dannet på 4 mm kuler av polystyren. Det viste seg at biofilmen hadde et klorforbruk på $0,11-0,17 \text{ h}^{-1}$ for koloniserte kuler, og $0,10 \text{ h}^{-1}$ for ikke-koloniserte. Dette viser at biofilm forbraker klor. En begrensning for undersøkelsen var at det ikke ble testet biofilm på en faktisk rørvegg, men på kuler av tilsvarende materiale.

Det er gjort en rekke forsøk på reaksjon mellom klor og biofilm. Det undersøkelser viser er at klorforbruket til biofilm varierer med alder på røret, andel biofilm og klordose som tilføres. Ved klorrest på over $0,03 \text{ mg/L}$, viser det seg at klor kan redusere biofilmdannelse, men for lavere klordoser vil biofilm kunne dannes. Det er sett på hvor reaktiv biofilmen er ovenfor klor, og om biofilm bidrar eller ikke til klorrestreduksjon. Forskning som det her er sett på, viser at rør med stor andel biofilm vil forbruke klor, men rør med lav andel biofilm ikke vil påvirke veggreaksjonskoeffisientene.

Klorforbruk i en korrosjonsprosess

Korrosjon vil i likhet med biofilm, ofte være avhengig av materiale og alder til rørene. Eldre rør er ofte mer utsatt for korrosjon som vil påvirke klorforbruket røret har. I tillegg vil en økning av hardhet, pH og alkalitet kunne bidra til mindre korrosjon. Klor, klorrest, oppløst oksygen og sulfater vil kunne bidra til økt korrosjon (Singley et al, 1985, sitert av (Imran et al. 2005)). Det er observert at ved å øke alkaliteten (hardhet), vil dette motvirke den effekten klorider og sulfater har for økt korrosjon (Larson & Skold, 1957, sitert av (Imran et al. 2005)).

En undersøkelse gjort av (Frateur et al. 1999), konkluderer med at reduksjonen av oppløst oksygen forblir den eneste katodiske prosessen, kombinert med jernoppløsningen. Dette fører til at korrosjon av støpejernsrør induserer kun en kjemisk reduksjon av fritt tilgjengelig klor, og total klorforbruk er proporsjonal med tettheten av korrosjonen på dette tidspunktet. Til slutt oppsummeres det at korrosjon i liten mengde ikke er et problem i seg selv, men vil ha en stor innvirkning på reduksjon av fritt klor. Det har midlertidig vært lite fokus på forbruket av fritt klor som følge av korrosjon tidligere (Frateur et al. 1999).

2.2 Hydrauliske modeller

Her presenteres teori om hvordan hydrauliske modeller kan simulere vannkvalitet. Det er flere hydrauliske modelleringsprogrammer som i dag blir brukt for planlegging og drift av ledningsnettssystemer. Programmene det er sett på i denne oppgaven er EPANET 2.0 og AQUIS 1.5.

En god forståelse, karakterisering, og kunne gjøre antagelser for hvordan drikkevannsvannkvaliteten endrer seg i ledningsnett er kritisk for å møte de kravene som stilles fra forskrifter, og fra forbruker (Vasconcelos et al. 1997). Ved å benytte hydrauliske modeller kan man teste, endre og ta beslutninger enkelt og effektivt ved å kjøre simuleringer. Siden modeller kun er en matematisk formulering av de virkelige fysiske prosessene, vil modeller ha en iboende usikkerhet. Som oftest er de matematiske formuleringene tilnærminger i form av parametriseringer av en rekke enkeltprosesser, mens løsningsmetodene består av diskretisering av de romlige og tidsmessige oppløsningene. Sammen med feil eller usikkerhet i inngangsdataene, vil begge deler gi opphav til usikkerhet (Engan 2015).

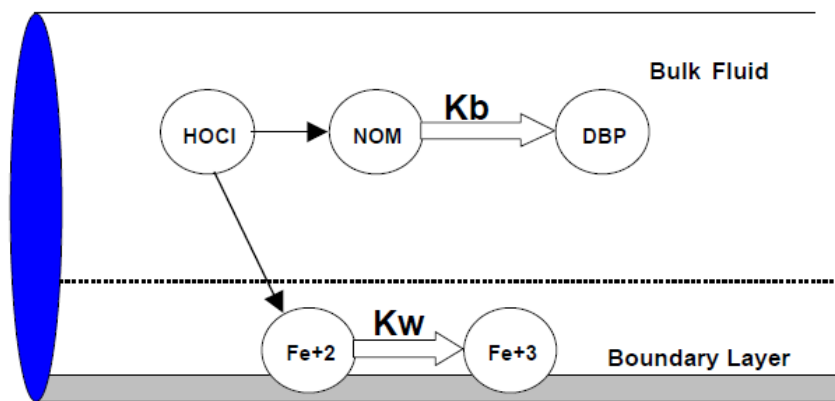
2.2.1 Vannkvalitetssimulering

Det å kunne forstå hvordan klor reagerer og avtar i et forsyningsnett til drikkevann, samt kunne modellere dette, er viktig for de som drifter anlegget. Modellering kan bidra til å vedlikeholde en høy drikkevannskvalitet i hele ledningsnett ved å planlegge sikre operasjonsstrategier og forbedringstiltak (Rossman et al. 1994). For å bygge en modell som kan simulere vannkvalitet, er det avgjørende at de hydrauliske forholdene som vannføring og vannhastighet i modellen er gode (Nuno Dias et al. 2010). De hydrauliske forholdene vil bestemme hvordan stoffet spres seg og mikses i ledningsnett, mens vannkvalitetsparameterne vil bestemme hvordan konsentrasjonen til stoffet vil variere med vannets sammensetning, alder og tilstand i rørene. Problemet med programmer som modellerer vannkvalitet har midlertidig vært knyttet til kalibrering og holdbarhetene av modellene på grunn av både tidsmessige og romlige variasjon i forbrukskoeffisientene (Powell et al. 2000). Flere studier viser at modellering av klor lar seg gjøre for et bestemt tidssteg, men klor vil variere med tiden. De fleste modeller klarer ikke å håndtere variasjon i klorforbruket, som gjør at modellene blir noe begrenset (Chambers et al., 1995; AWWARF, 1996, sitert av (Powell et al. 2000)). Dette kan skyldes at forbrukskoeffisientene ofte settes lik for hele ledningsnett, og vil ikke kunne variere med tiden.

I modellering er det vanlig å dele klorforbruket inn i reaksjon med selve rørveggen (wall), og reaksjon med stoffer i vannmassen (bulk fluid). For å modellere reduksjon av klor brukes n-te ordens kinetikk for reaksjon i vannmassen, og nulte eller første ordens kinetikk for reaksjon med rørveggen. Reaksjon med rørveggen er gitt av koeffisienten K_w (engelsk: wall reaction coefficient), og reaksjonen i vannmassen er gitt av koeffisienten K_b (engelsk: bulk reaction coefficient). Det er gjort flere undersøkelser hvor det benyttes en felles reaksjonskoeffisient, K , for K_w og K_b (Biswas and Clark, 1993; Clark et al., 1994; Beatty et al., 1996, sitert av (Hua et al. 1999)). Dette er en forenkling, og er ofte brukt der det er knyttet en stor usikkerhet til en av koeffisientene, som oftest K_w .

Den enkleste metoden for å modellere reduksjon av fritt klor er å bruke første ordens reduksjonsmodell. Første ordens kinetikk medfører at reaksjonshastigheten avtar etter hvert som konsentrasjonen av reaktanten minker. En eksponentiell reduksjon blir brukt ved første ordens reaksjoner, og vil gi en god estimering av virkeligheten (Jadas-Hécart et al., 1992; Zhang et al., 1992; Rossman et al., 1994, sitert av (Hua et al. 1999)). For å estimere mer nøyaktig, foreslo Noack og Doerr (1978), Qualls og Johnson (1983), og Dharmarajah og Patania (1991), sitert av (Hua et al. 1999), en kinetikkmodell hvor det brukes to reduksjonsformler. Det ble brukt en andre ordens reduksjonsligning for de første timene, mens en første ordens reduksjonsligning ble brukt for den resterende tiden. Denne metoden vil gi mer nøyaktige resultater siden det tas høyde for den raske reduksjonen av fritt klor i starten, og den mer langsomme reduksjonen etter en viss tid.

I Figur 2-5 er det illustrert hvordan fritt tilgjengelig klor kan reagerer i et stålrør. Fritt tilgjengelig klor (HOCl) reagerer med naturlig organisk materiale (NOM) i vannmassen, og reaksjon med rørveggen hvor jern blir oksidert som følge av korrosjon. Reaksjon i vannmassen kan enten skje i rørene eller i tanker. Brukeren har ofte muligheten til å beregne disse hver for seg.



Figur 2-5: Reaksjonssoner i røret (Rossman 2000).

For å finne K_b for klor, bør forbruket av klor over tid måles i et laboratorium. K_b estimeres ut i fra å plote klorkonsentrasjonen som avtar med tiden, og lage en linje gjennom målepunktene som danner en kurve. Helningen på denne kurven er nedbrytningskonstanten for vannmassen, med enhet 1/tid. Når alle punktene er gitt, lønner det seg å finne en kurve som går gjennom startverdipunktet. Alternativt kan en ikke-lineær linje brukes, og regneprogram som Excel kan gi K_b verdien direkte ved Lign. 8.

$$C = C_0 \exp(-K_b t) \quad \text{Lign. 8}$$

hvor:

C = Konsentrasjon målt ved tid t

C_0 = Konsentrasjon målt ved tid $t = 0$

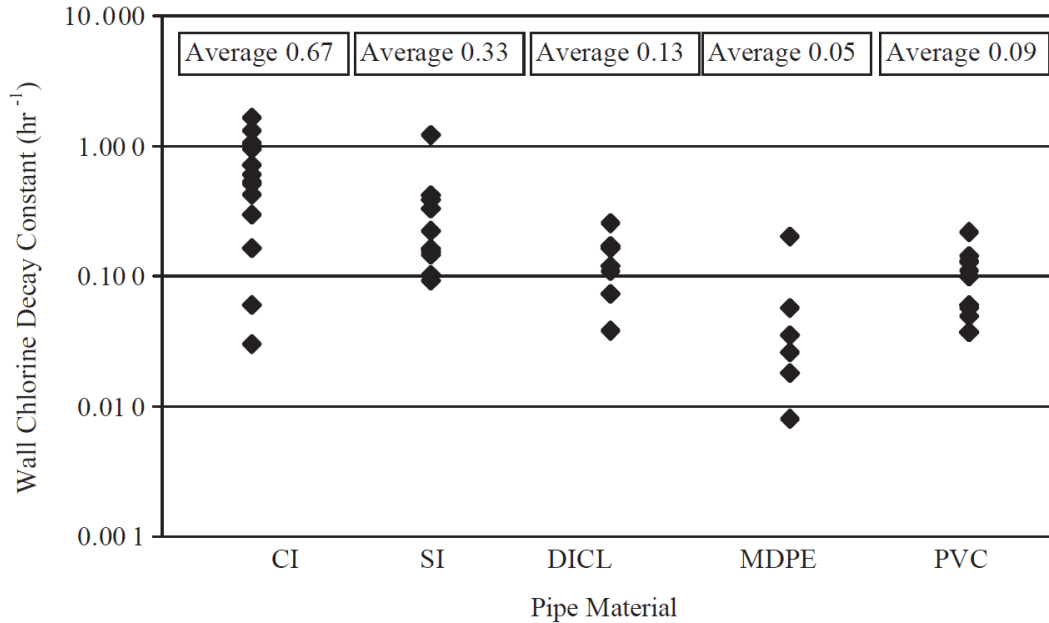
Verdier fra forskning som er gjort på første ordens K_b er gitt i Tabell 2-3, og vil variere fra 0,01–0,74 1/h (Powell et al. 2000). Undersøkelsen (Powell et al. 2000) gjorde var å se på hvilke faktorer som kan påvirke nedbrytningen av klor i vannmassen. Han fant ut at K_b , varierer med temperatur, organisk materiale (TOC) og klorkonsentrasjon som blir tilført.

Tabell 2-3: Første ordens forbrukskoeffisienter (K_b) fra litteratur (Powell et al. 2000).

k_b (1/h)	Number of tests	Refs.
0.07–0.11	3	Zhang <i>et al.</i> (1992)
0.02	1	Clark <i>et al.</i> (1993)
0.03–0.21	2	Chambers <i>et al.</i> (1995)
0.01–0.74	10	AWWARF (1996)

En undersøkelse av (Hua et al. 1999), fant ut at K_b i snitt lå på 0,01-0,04 1/h ved temperatur 6-12 °C. Vannprøvene var tatt fra Frankley Water Treatment Works i Birmingham og fra kran ved University of Birmingham ved varierende temperatur. Verdier en hentet fra vannverksprøver etter klorering og ved kran på universitetet hvor det er gjennomført en reklorering med 0,5 mg/L. Undersøkelsen konkluderer med at K_b øker med økt temperatur og at den initiale konsentrasjonen har mye å si for klorforbruket.

Reaksjon mellom klor og rørveggen vil være avhengig av hvor reaktiv røroverflaten er ovenfor kloreten. K_w vil variere mye gjennom ledningsnettets siden den avhenger av faktorer som klorkonsentrasjon, andel biofilm, dimensjon og materiale på røret (Hallam et al. 2002). Når dimensjonen på røret øker, vil vannvolum i forhold til røroverflaten øke, og det vil bli mindre klor som reagerer med rørveggen. Plastrør og relativt nye støpejernsrør har ingen signifikant klorforbruk (Rossman 2000). En undersøkelse gjort av (Hallam et al. 2002) fant ut at rørets materiale har en stor innvirkning på forbruket av klor i reaksjon med rørveggen. Siden rørmaterialet ga store variasjoner for klorforbruket til rørveggen, ble rørene delt inn i reaktivt rør (støpejern uten innvendig foring) og ikke reaktive rør (PVC, MDPE, sementforet støpejernsrør). Effekten av rørmaterialet på reaksjonskoeffisienten, K_w , er gitt i Figur 2-6. K_w varierte mellom 0,01 og 0,78 1/h. Ut i fra resultatene som ble funnet, kan man rangere reaktiviteten som følger: CI > SI > DICL > PVC > MDPE.



Figur 2-6: Effekt av rørmaterialet på rørets forbrukskoeffisient K_w . CI/SI = Støpejernsrør, DICL = Sementforet støpejern, MDPE = Medium density polyetylen, PVC = Polyvinylklorid. (Hallam et al. 2002).

Modelleringsforsøk som er gjort tidligere, viser at den størst reduksjonen av fritt klor skjer i vannmassen, og en betydelig mindre, eller ingen, reduksjon av fritt klor ved reaksjon med rørveggen (American Water Works 2005; Nuno Dias et al. 2010; Shihab et al. 2009; Walski & Draus 1995; Zhang et al. 1992).

Som nevnt innledningsvis er det ofte stor usikkerhet knyttet til koeffisienten K_w . Hvor stor innvirkning reaksjonen med rørveggen har for den totale nedbrytningen av klor er vanskelig å finne. Ofte er det vanlig å estimere en K_w , justere den til slutt, eller bare sette den lik null. En undersøkelse av (Nuno Dias et al. 2010) valgte å estimere K_w , mens en annen undersøkelse utført av (American Water Works 2005) justerte K_w etter første simulering. Resultatene stemte ikke helt overens med målinger av restklor på nettet, så de valgte å justere K_w slik at resultatene stemte godt nok. En annen metode beskrevet av (Hallam et al. 2002) er å først finne en K_b i laboratorium, for så å måle den totale nedbrytningen i ledningsnettet som undersøkes. Dersom K_b og den totale forbrukskoeffisienten K er kjent, kan K_w beregnes ut fra Lign. 9:

$$K_w = K - K_b \quad \text{Lign. 9}$$

2.2.2 EPANET

EPANET er et gratis modelleringsverktøy for vannledningsnett, utviklet av U.S. Environmental Protection Agency. EPANET bruker modeller for å simulere hydraulikk og vannkvalitet i rørsystemer under trykk. Programmet er designet til å være et forskningsverktøy som skal bedre vår forståelse for hvordan vann og vannkvalitet fordeler og endrer seg i et ledningsnett.

Hvordan EPANET beregner vannkvalitet er gitt i brukermanualen (Rossman 2000). EPANET sin vannkvalitetssimulering bruker en Lagrange-tidsbasert tilnærming for å spore segmenter av vann etter hvert som de beveger seg i rørene og blandes i knutepunktene mellom faste tidssteg. Disse tidsstegene er mye kortere enn de hydrauliske tidsstegene (minutter i stedet for timer), for å imøtekomme de korte periodene vannet kan bruke å reise gjennom røret på. I hvert tidssteg vil vannkvaliteten bli oppdatert for å få med endringen/reaksjonen som har skjedd over det tidssteget. Det vil være en fullstendig og perfekt miksing i knutepunktene, hvor en ny vannkvalitet blir beregnet hvor to eller flere strømmer møtes. Konsentrasjonen for en node k kan beregnes ut ifra Lign. 10.

$$C_{i|x=0} = \frac{\sum_{j \in I_k} Q_j C_{j|x=L_j} + Q_{k,ext} C_{k,ext}}{\sum_{j \in I_k} Q_j + Q_{k,ext}} \quad \text{Lign. 10}$$

hvor:

- i = Ledning med vannstrøm som forlater node k
 - I_k = Sett med ledninger med vannstrøm som går inn til node k
 - L_j = Lengde på ledning j
 - Q_j = Vannstrømning i ledning j [volum/tid]
 - $Q_{k,ext}$ = Ekstern vannstrøm som går inn til node k
 - $C_{k,ext}$ = Konsentrasjon av ekstern vannstrøm som går inn til node k
- $C_{i|x=0}$ representerer konsentrasjon på starten av ledning i , mens $C_{i|x=L}$ representerer konsentrasjonen i enden av ledningen.

Et stoff som følger vannstrømmen i en ledning går med samme hastighet som vannet, samtidig som stoffet reagerer (vokser eller avtar) med en viss hastighet. En slik transport er uttrykket av Lign. 11.

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + r(C_i) \quad \text{Lign. 11}$$

hvor:

C_i = Konsentrasjon [masse/volum]

t = Tid

x = Lengde

u_i = Vannhastighet [lengde/tid]

r = Reaksjonshastighet [masse/volum*tid]

2.2.2.1 Klor som reagerer med stoffer i vannmassen i EPANET

Når et stoff blir transportert i en ledning eller er i et basseng, vil stoffet reagere med vannet. Reaksjonen vil skje med n-te ordens kinetikk, hvor den øyeblikkelige hastigheten til reaksjonen antas å bli konsentrasjonsavhengig av Lign. 12. K_b er positiv for vekst, og negativ for nedbrytning.

$$\frac{dC}{dt} = K_b C^n \quad \text{Lign. 12}$$

hvor:

K_b = Bulk reaction rate coefficient

C = Konsentrasjon

n = Reaksjonens orden

EPANET kan også vurdere reaksjoner der en begrensende konsentrasjon finnes for optimal vekst eller nedbrytning. I dette tilfellet blir reaksjonshastigheten:

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= K_b (C_L - C) C^{(n-1)} & \text{for } n > 0, K_b > 0 \\ \frac{dC}{dt} &= K_b (C - C_L) C^{(n-1)} & \text{for } n > 0, K_b < 0 \end{aligned} \quad \text{Lign. 13}$$

Her er C_L den begrensende konsentrasjonen.

Således er det parameterne K_b , C_L og n som blir brukt til å karakterisere reaksjonshastigheten i volumstrømmen. Ordenen som brukes avhenger av hvilke vannkvalitetsparametere som ønskes å undersøke. Dette kommer frem av Tabell 2-4.

Tabell 2-4: Orden og bruk av kinetiske modeller (Rossman 2000).

<i>Model</i>	<i>Parameters</i>	<i>Examples</i>
First-Order Decay	$C_L = 0, K_b < 0, n = 1$	Chlorine
First-Order Saturation Growth	$C_L > 0, K_b > 0, n = 1$	Trihalomethanes
Zero-Order Kinetics	$C_L = 0, K_b < 0, n = 0$	Water Age
No Reaction	$C_L = 0, K_b = 0$	Fluoride Tracer

2.2.2.2 Klor som reagerer med selve rørveggen i EPANET

Hvor stor innvirkning reaksjonen med rørveggen har for reaksjonshastigheten av et stoff, er avhengig av konsentrasjonen i bulk fluid og er uttrykket ved Lign. 14. Det som avgjør reaksjonen med rørveggen er andel areal av rørveggen som er reaktiv, og massetransporten mellom vannmassen og rørveggen.

$$R = \left(\frac{A}{V}\right) K_w C^n \quad \text{Lign. 14}$$

hvor:

K_w = Wall reaction coefficient

A/V = Areal av overflaten til røret dividert på volum (samme som $4/D$)

A/V leddet i ligningen er for å konvertere enheten masse som reagerer per enhet rørveggareal, til enheten masse som reagerer per enhet volum. Det andre leddet i ligningen bestemmes ut fra en massetransportskoeffisient som er gitt av den molekylære diffusiviteten til klor i vann og Reynolds nummer av strømmingen (Rossman 2000). EPANET begrenser ordene til enten nulte eller første ordens reaksjon. For første ordens kinetikk kan reaksjonshastigheten som følge av reaksjon med rørveggen uttrykkes ved Lign. 15.

1. ordens
$$\frac{dC}{dt} = \frac{4K_w k_f}{D(K_w + k_f)} C$$
 Lign. 15

hvor:

K_w = Wall reaction coefficient

k_f = Massetransports koeffisient

D = Diameter til røret

Koeffisienten for massetransport, k_f , avhenger av den molekylære diffusiviteten til det reaktive stoffet og av Reynolds nummeret til vannføringen. k_f beregnes ut ifra Lign. 16.

$$k_f = Sh \frac{K}{D}$$
 Lign. 16

hvor:

Sh = Sherwoods nummer

K = Molekylær diffusivitet til klor i vann

Sherwoods nummer finner man ved Lign. 17 (Notter og Sleicher (1971) sitert av (Rossman 2000)). Formelen gjelder for turbulent strømning ($Re > 2300$), som det antas alltid å være i vannledninger.

$$Sh = 0,0149 Re^{0,88} Sc^{1/3}$$
 Lign. 17

hvor:

Re = Reynolds nummer

Sc = Schmidts nummer (kinematisk viskositet [ν] delt på molekylær diffusivitet til klor i vann [K])

I følge (Rossman 2000) er det bevis på at økt reduksjon av klor kan ha en sammenheng med økende ruhet i rørene. En funksjon i EPANET kan bestemme en verdi av K_w ut i fra ruhetkoeffisienten til røret. Formelen som kan brukes for Darcy-Weisbach er gitt i Lign. 18.

$$K_w = \frac{-F}{\log\left(\frac{e}{d}\right)}$$

Lign. 18

hvor:

F = Veggreaksjon – ruhetskoeffisient til røret

e = Darcy-Weisbach ruhet

d = Diameter til rør

Fordelen med denne metoden er at det kun kreves en parameter, F, for å gjøre så K_w varierer i hele ledningsnett på en fysisk meningsfull måte.

2.2.3 AQUIS

AQUIS er et lisensbasert analyseprogram av vannledningsnett, utviklet av Schneider Electric (tidligere 7-Technologies). AQUIS bruker ulike moduler for å kjøre analyser på blant annet hydraulikk, vannkvalitet, trykkstøt, real-time/online overvåkning osv. AQUIS gir gode presentasjoner av resultater, men har et noe høyere brukergrensesnitt enn hva EPANET har.

Hvordan AQUIS beregner vannkvalitet er gitt i brukermanualen (7-Technologies 2012). Simulering av vannkvalitet bruker de hydrauliske beregningene som utgangspunkt. AQUIS kan simulere kildesporing, sporing av segmenter av vann, samhandling mellom stoffer, vannbalanse som gir status på vannet i en gitt område, og alder på vannet, som alltid gjøres når en vannkvalitetssimulering gjennomføres. AQUIS, i likhet med EPANET, bruker en Lagrange-tidsbasert tilnærming for å simulere vannkvalitet. Modellen genererer grenser i alle noder som separerer vannmengder med samme egenskap. Det er mulig å begrense antall grenser nodene separerer. Standarden er satt til 10 m, hvor grense på over 10 m vil gi færre grenser, men grense under 10 m vil gi flere grenser og dermed være mer detaljert. Når simuleringen blir mer detaljert, vil også simuleringen ta lengre tid. AQUIS bruker de samme formlene for reaksjon med vannmassen og rørveggen som EPANET bruker. Det som i teorien vil skille mellom simuleringene av vannkvalitet, er hvordan programmene regner på hydraulikk og dermed alder på vannet.

2.2.3.1 Klor som reagerer med stoffer i vannmassen i AQUIS

Ved reaksjon med vannmassen vil endring i konsentrasjonen over tiden være gitt, i likhet med EPANET, av Lign. 12. I begge tilfeller modelleres reaksjonen i bulk fluid med n-te ordens kinetikk hvor reaksjonshastigheten er avhengig av konsentrasjonen av stoffet. AQUIS bruker også samme formler når reaksjoner vurderes der en begrensende konsentrasjon finnes for optimal vekst eller nedbrytning. Endringen i konsentrasjon i dette tilfellet er gitt i Lign. 13.

2.2.3.2 Klor som reagerer med selve rørveggen i AQUIS

Når reaksjonen i og nær rørveggen modelleres, brukes enten 0. ordens eller 1. ordens kinetikk. Formelgrunnlaget AQUIS bruker er det samme som EPANET og er gitt i Lign. 15.

3 Oppegård sitt vannforsyningsystem

Oppegård er den minste kommunen i Akershus med et areal på 37 km². Oppegård grenser mot Oslo i nord, Østmarka i øst og Bunnefjorden i vest. Oppegård kommunen er delt i to av Gjersjøen. Svartskog ligger i vest og er tynt befolket, mens Kolbotn i nordøst er hovedsenter for service- og handelsvirksomhet, mens Mastemyr næringspark i nord og Sofiemyr-området i øst har hovedvekt av næringslivet (Oppegård kommune 2015). I utgangen av 2. kvartal 2015 hadde Oppegård et innbyggertall på 26.736 (SSB 2016). Det er ca. 99 % av befolkningen som er tilknyttet det offentlige vannledningsnett, dette er i hovedsak områdene nord og øst for Gjersjøen, mens Svartskog i vest har private drikkevannsbrønner (COWI 2015).

Informasjon om Oppegård kommune sitt vannforsyningsnett er stort sett hentet fra hovedplanen for vannforsyning, avløp og vannmiljø for planperiode 2015-2021. Hovedplanen er utarbeidet av COWI på oppdrag av Oppegård kommune. Utover dette er informasjon om blant annet vannkvalitet hentet fra diverse rapporter. Informasjon om oppbygning av ledningsnett er data fra Gemini VA. Informasjon fra Gemini VA anses som pålitelige ettersom dette er data Oppegård kommune selv har lagt inn. Det tas forbehold om at disse dataene ikke alltid stemmer med virkeligheten.

3.1 Råvann, rensing og drikkevannskvalitet

Råvann og renseprosessen

Vannkilden til Oppegård kommune er Gjersjøen som ligger 40 moh. Innsjøen ligger i Oppegård og Ås kommune, med et nedbørsfelt på 72 km² i areal. I tillegg ligger store deler av nedbørsfeltet i Ski kommune, samt en liten del i Oslo kommune. Innsjøen har et areal på 2,64 km² med et største dyp på 63,6 m.

Oppholdstiden på vannet i Gjersjøen er på ca. 3 år, noe som gir en god renseseffekt ettersom mikroorganismer og andre forurensninger fester seg til partikler og sedimenterer over tid. Inntaket til vannverket ligger på 36 m dyp og et reserveinntak på 6 m dyp. Vannet pumpes opp av tre råvannspumper, som pumper vannet opp til vannverket som ligger ca. 150 m over Gjersjøen (ca. 190 moh).

NIVA har i oppdrag fra Oppegård kommune utført undersøkelser på miljøtilstanden i Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker, fra 1972 til og med 2014. Råvannskvaliteten er vurdert og tilstandsklassifisert iht. kriterier som er gitt i vannforskriften, som er det norske regelverket for gjennomføring av EUS vanndirektiv (Vanndirekivet). For å klassifisere råvannskvaliteten benytter dette systemet seg av tilstandsklassene: Svært god, God, Moderat, Dårlig og Svært dårlig Tabell 3-1 a). Vurdering av bakterieinnhold er gjort iht. Miljødirektoratets klassifiseringssystem, ettersom tilstandsklassifiseringen av termotolerante koliforme bakterier/E.- coli ikke er inkludert i klassifiseringsveilederen iht. Vannforskriften. Miljødirektoratets sitt klassifiseringssystem bruker tilstandsklasser fra I-V: Meget god, God, Mindre god, Dårlig og Meget dårlig Tabell 3-1 b).

Tabell 3-1: Tilstandsklasser med fargeforklaring. a) Klassifiseringssystem iht. vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009) b) Miljødirektoratets tilstandsklasser for vannkvalitet (Miljødirektoratet 1997) (NIVA 2014).

a)

Tilstandsklasse	Miljømål
Svært god	God økologisk status
God	
Moderat	Dårlig økologisk status Tiltak må gjennomføres
Dårlig	
Svært dårlig	

b)

Tilstandsklasse
I Meget god
II God
III mindre god
IV Dårlig
V Meget dårlig

Det vil være mest naturlig å vektlegge fosfor når man ser på Gjersjøen (ferskvann), men ettersom Gjersjøvassdraget ender i Indre Oslofjord (saltvann), kan nitrogen bidra til økt algevekst der. Total fosfor bidrar til vekst av planteplankton i innsjøen mens klorofyll er et mål på konsentrasjon av planteplankton. Resultatet fra undersøkelsen i 2014 er gitt i Tabell 3-2.

Tabell 3-2: Tilstandsklasser for Gjersjøen 2014 (middelveier for sesongen) (NIVA 2014)

År	2014	Tilstandsklasse
Total fosfor [$\mu\text{g/L}$]	11	II
Klorofyll [$\mu\text{g/L}$]	4,5	I
Sikt [m]	3,6	II
Total nitrogen [$\mu\text{g/L}$]	1371	IV

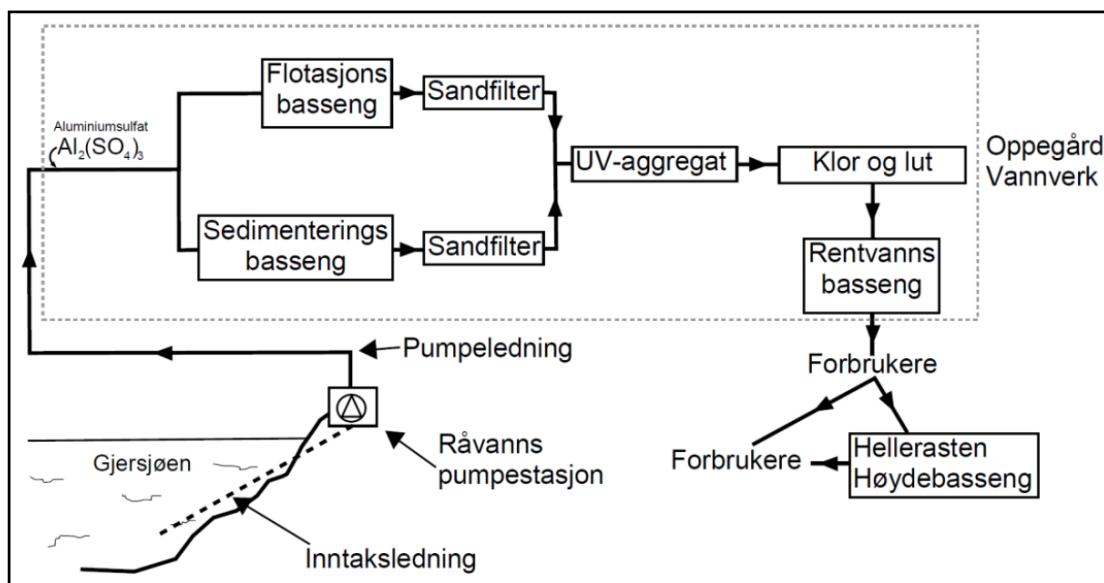
Selv om tilførselsbekkene til Gjersjøen har svært høye konsentrasjoner av tarmbakterier, går det lite tarmbakterier ut fra Gjersjøen med Gjersjøelva på grunn av den selvrensende effekten innsjøen har.

Gjersjøen vil holde tilnærmet nøytral pH på 7,5. Dette kommer av at berggrunnen i nedbørsfeltet består av gneis og granitt, og at løsmassene består av morene og marin leire. Store deler av nedbørsfeltet ligger under den marine grense på ca. 220 moh, som gjør at råvannet blir mindre påvirket av sur nedbør ettersom den tidligere havbunnen bestående av kalkavsetninger som medvirker til å holde Gjersjøen nøytral (COWI 2015).

Råvannet pumpes opp av tre råvannspumper til Oppegård vannverk som ligger på Stangåsen midt i kommunen. I 2013 var midlere vannmengde ut av vannverket 173,5 l/s, hvor 53,9 l/s gikk til Ås og 119,2 l/s gikk til Oppegård. Grovt sett vil råvannet bli behandlet gjennom følgende rensetrinn (COWI 2015):

1. Tilsetning av fellingskjemikalium (aluminiumsulfat) med påfølgende parallele prosessavsnitt med sedimentering og flotasjon
2. Filtrering i parallele sandfiltere
3. UV-behandling
4. pH-justering (lut/natrium) og desinfeksjon (klor)

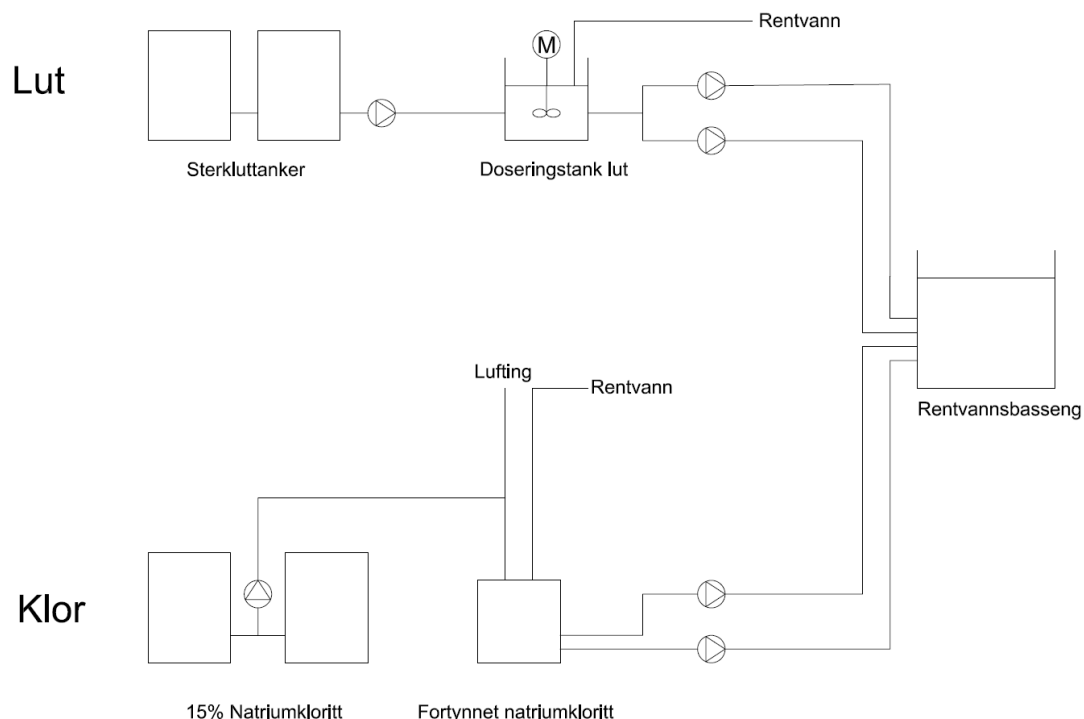
Transport fra råvannskilde, gjennom renseprosessene og til forbruker er illustrert i prosessstekniske flytskjema i Figur 3-1.



Figur 3-1: Flytskjema for renseprosessen ved Oppegård vannverk (COWI 2015)

Klorering ved Oppegård vannverk

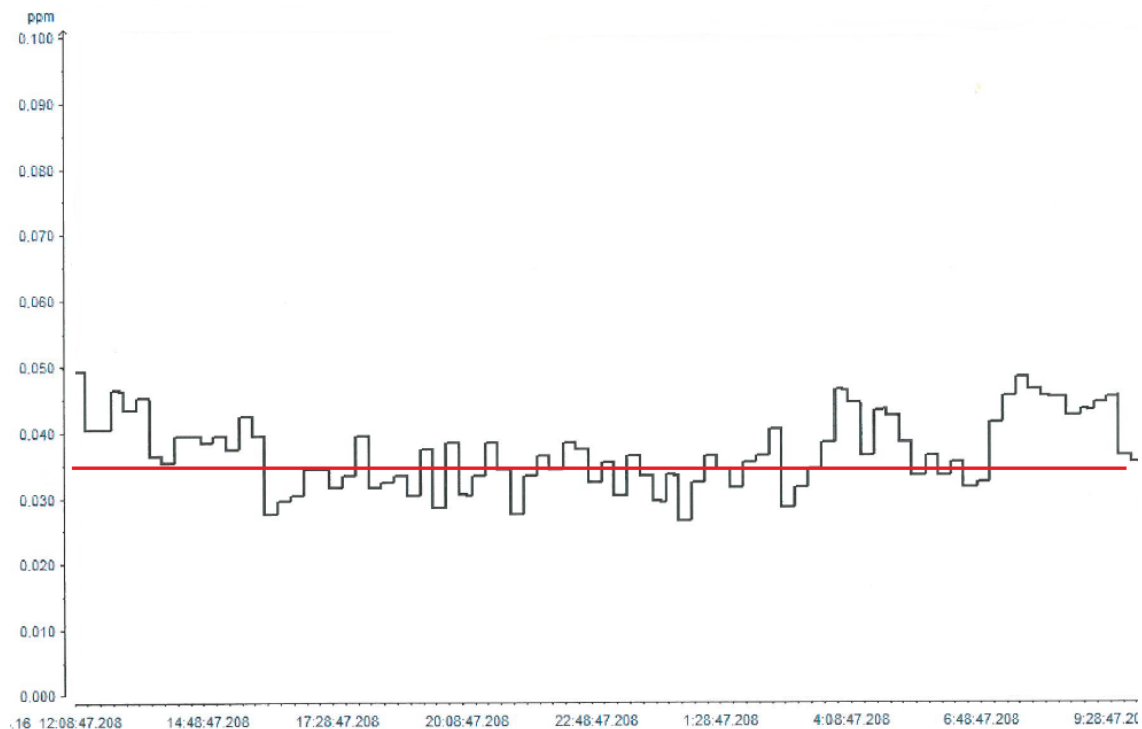
Det siste rensetrinnet før rentvannsbassengene i vannverket er tilsetning av lut som bidrar til å heve pH, og tilsetning av klor som desinfeksjon. En rapport av Asplan Viak (2009), omtalt av (COWI 2015), sier at råvannskvaliteten er innenfor anbefalte grenseverdier i drikkevannsforskriften i forhold til korrosjonskontroll, med unntak av pH som ligger noe under. Råvannet har pH på ca. 7,5, men når aluminiumsulfat tilsettes i første rensetrinnet, vil pH reduseres til ca. 6,2. For å heve pH igjen til kravet på 6,5-9,5, tilsettes lut som hever pH fra 6,2 til ca. 8. Klordoseringen er gitt i prosessstekniske flytskjemaet i Figur 3-2. Fra to tanker med 15 % natriumhypokloritt, går blandingen videre til en blandetank hvor rentvann tilsettes for å tynne ut klorkonsentrasjonen til ønskelig verdi. Verdien vil variere noe, men det er normalt med ca. 1 % klor og 99 % rentvann som føres inn på ledningen til rentvannsbassengene. Klordosen vannverket bruker er 0,33 mg/L. Ifølge driftspersonell på vannverket er oppholdstiden ca. 30 min i rentvannsbassengene før vannet føres ut på ledningsnett.



Figur 3-2: Forenklet prosess teknisk flytskjema over lut og klordosering ved Oppegård Vannverk

Verdi av fritt klor som går ut på ledningsnett vil variere noe hele tiden som gitt i Figur 3-3. Da figuren ble hentet lå verdiene mellom ca. 0,025 mg/L og 0,05 mg/L, som utgjør et snitt på omtrent 0,035 mg/L. Måten målingen er gjort er at vann tas ut etter at lut og klor mikses, og før det går inn i rentvannsbassenet. Derfra er det stilt inn ventiler slik at vannet får en

oppholdstid på ca. 30 min. før det ender i laboratoriet hvor det gjøres kontinuerlige målinger. Denne metoden vil gi en forenkling av hva som faktisk går ut i utløpet, ettersom oppholdstiden vil kunne variere med forbruket over døgnet.



Figur 3-3: Variasjon av fritt klor etter 30 min. oppholdstid (fra 07.03.2016)

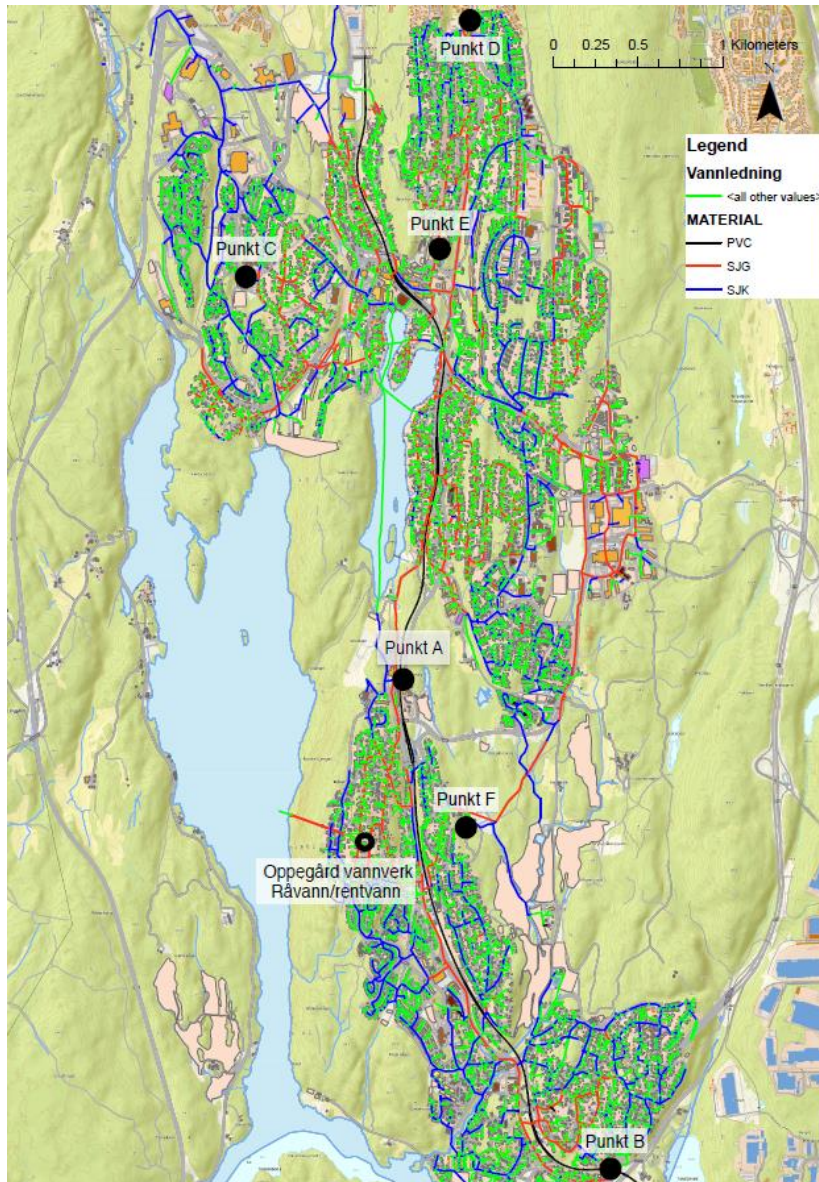
Rentvannsbassengene har som hensikt å gi vannet den oppholdstiden som er satt i veiledningen til drikkevannsforskriften, som er på minimum 30 min. Bassengene vil også ta høyde for variasjon i vannforbruket. I følge Opepegård vannverk vil rentvannsbassengene utgjøre et totalt volum på 4.560 m³, men siden de sjeldent fylles til toppen vil et volum på 3.600 m³ benyttes. Rentvannsbassengene består av to mindre basseng og to større basseng. Fordel med flere bassenger er at de kan fylles og tømmes ved vedlikeholdsarbeider for eksempel.

Drikkevannskvalitet i ledningsnett

Det blir gjort daglig kontroll av vannkvaliteten til råvannet og rentvannet. De daglige kontrollene blir utført av eget driftspersonell ved vannverket, mens et uavhengig analysefirma ta ukentlige analyser av vannet ut av vannverket og hos forbrukere. For modellering av ledningsnettets sin del, er det drikkevannskvalitet ut fra vannverket og på ledningsnettets, med sine komponenter som er mest interessante.

Oppegård kommune har brukt et uavhengig analysefirma, Eurofins, til å utføre omfattende vannanalyser rundt omkring på ledningsnettet. Prøver er tatt i slutten av januar og mai 2015. Det er valgt å ta med relevante verdier som vil ha en innvirkning på forbruket av fritt klor i ledningsnettet. Oppsummert fra 2.1.3 *Ledningsnett*, vil forbruket av fritt klor skyldes andel biofilm, korrosjon, temperatur, organisk materiale (TOC), og rørets alder, materiale og dimensjon. Det er derfor valgt å se på kimtall, innhold av metallene jern og kobber, temperatur og TOC innhold. Alder, materiale og dimensjon til rørene er gitt i 3.2 *Oppegård sitt ledningsanlegg*. Vannanalysene har målt verdier av totalt klor, men har valgt å ikke ta med disse ettersom det er fritt klor som er interessant for oppgaven.

Tabell 3-3 viser verdier fra vannanalysene som er tatt av råvann, rentvann og i flere prøvepunkter på ledningsnettet som er gitt i Figur 3-4. I tillegg er det tatt vannprøver av råvannet før vannverket og etter på rentvannssiden. Det er ikke benyttet samme prøvepunkter for prøvene, unntatt punkt B. Det vil derfor ikke gi en nøyaktig utvikling av vannkvaliteten, men den vil gi en grov sammenligning mellom verdier fra prøver gjort om vinteren og rett før sommeren.



Figur 3-4: Prøvepunkter på ledningsnettets utført av Eurofins i slutten av januar og mai 2015

Tabell 3-3 a): Sentrale verdier som påvirker klorforbruk (prøvedato 20.01.2015)

Prøvepunkt	TOC mg/L	Jern µg/L	Kobber µg/L	Kimtall 22°C cfu/mL	Temperatur °C
Råvann	7.7	200	6.7	2900	3.3
Rentvann	2.7	1.9	0.8	< 1	5.1
A	2.7	12	2.7	1	3.8
B	2.8	2.8	0.7	< 1	3.9
C	2.7	17	3.4	1	4.5

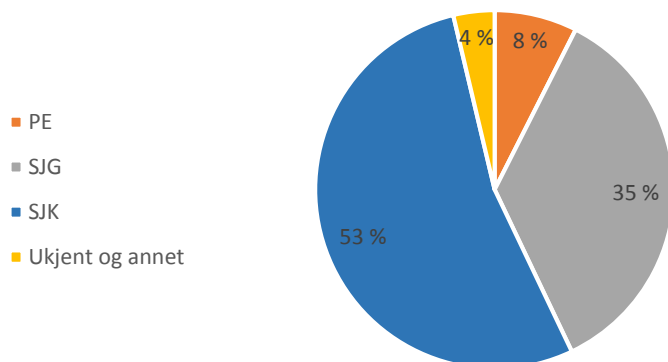
Tabell 3-4 b): Sentrale verdier som påvirker klorforbruk (prøvedato 26.05.2015)

Prøvepunkt	TOC mg/L	Jern µg/L	Kobber µg/L	Kimtall 22°C cfu/mL	Temperatur °C
Råvann	8.2	170	6.5	71	5.4
Rentvann	2.6	1.8	1.6	< 1	6.7
D	2.5	31	3	4	7.9
E	2.5	47	1.3	< 1	7.3
B	2.6	4.9	0.7	< 1	6
F	2.5	7.7	46	< 1	9.8

3.2 Oppegård sitt ledningsanlegg

3.2.1.1 Ledninger

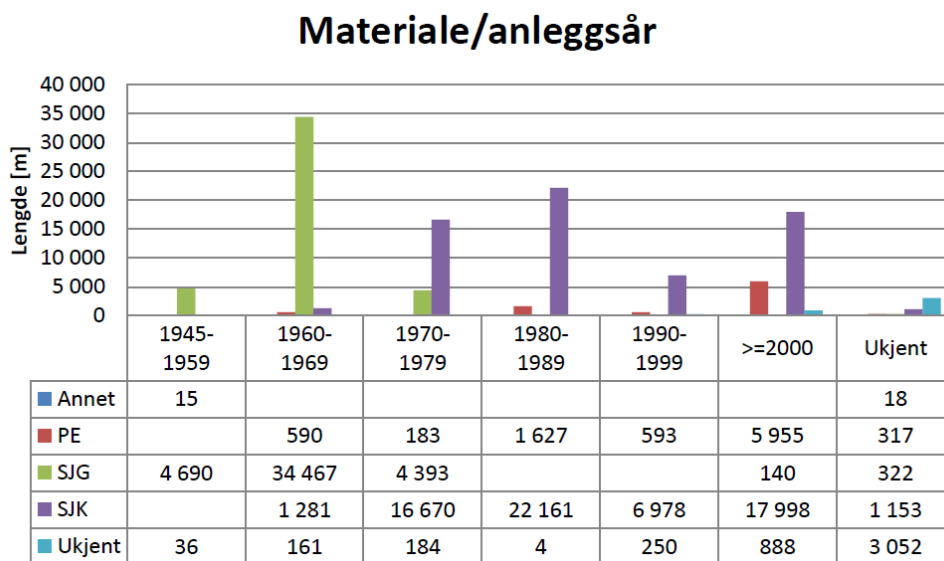
Ledningsnettet i Oppegård består av ca. 124 km med kommunale ledninger og ca. 118 km med private ledninger (primært stikkledninger). Ledningsmaterialet som er brukt er stort sett grå støpejernsrør (SJG) og duktile støpejernsrør (SJK), med en mindre andel plastmateriale (PE). Dette kommer frem av Figur 3-5.



Figur 3-5: Andel av type rørmateriale som utgjør Oppegård sitt ledningsnett

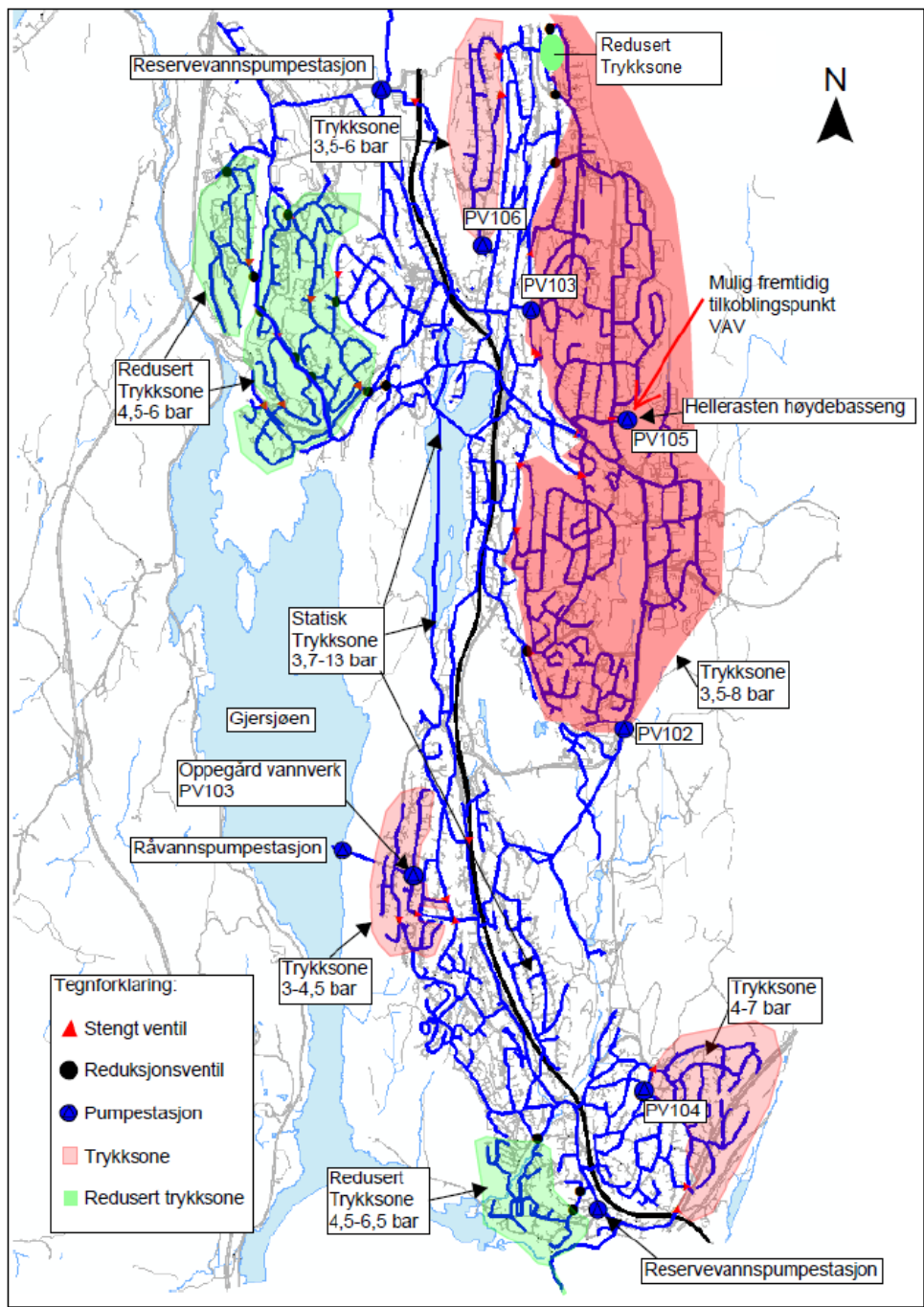
Når et ledningsnett skal modelleres, er det en rekke faktorer som påvirker de hydrauliske og kvalitetsmessige resultatene. Faktorer som korrosjon, begroing, sprekker og innvendig overflate på rørene kan påvirke den hydrauliske kapasiteten samt vannkvaliteten, og er ofte knyttet til type materiale og alder på rørene. Støpejernsrør er svært sterkt og brukes der store trykk er tilstede, som gjør at det er et av de vanligste materialene brukt til vannforsyning (Ødegaard 2012). Dette ingen unntak for Oppegård kommune. Et utbredt problem knyttet til

støpejernsrør er korrosjon, og er nærmere omtalt i 2.1.3.2 *Korrosjon*. For nye rør som blir lagt i dag vil problemer knyttet til korrosjon være betydelig mindre, som følge av et korrosjonsbeskyttende belegg i rørene. Dette var ikke vanlig når grå støpejernsrør ble lagt på 60- og 70-tallet, som gir konsekvenser som gjennomtæring og høyere bruddfrekvens. Som det kommer frem av i Figur 3-6, er en stor andel av rørene i Oppegård lagt i denne perioden. Ut fra foreliggende datagrunnlag fra Gemini VA har alle reparasjoner funnet sted vært av grå støpejernsrør lagt før 1969.



Figur 3-6: Kommunale vannledninger, rørmateriale/anleggsår (COWI 2015).

Ledningsnett i Oppegård har flere trykksoner som følge av topografi og pumper. Mål for vannforsyningen til Oppegård som er angitt i hovedplanen, sier at ønsket trykk under normal drift skal ligge mellom 30 og 80 mVs (3-8 bar). For å tilfredsstille dette målet er vannforsyningsnett inndelt i fire soner med forhøyet trykk og tre med redusert trykk. Ventiler har ulike formål, men de mest vanlige ventilene er trykkreduksjon og stengeventiler. I virkeligheten er det normalt med stengeventiler i de fleste kummer. Dette er for å kunne stenge strekninger dersom brudd eller vedlikeholdsarbeider skal gjennomføres. Fra Gemini VA vil de fleste kummene i Oppegård ha stengeventiler i alle retninger. Soner som hverken har trykkøker eller trykkreduksjon er kalt statisk sone. Det vil si at trykket i sonen påvirkes av nivå i rentvannsbassenget i vannbehandlingsanlegget og høydebassenget på Hellerasten. En oversikt over alle trykksoner, ventiler og pumper er vist i Figur 3-7.



Figur 3-7: Oversikt over trykksoner, ventiler og pumper (COWI 2015)

3.2.1.2 Høyde- og rentvannsbasseng

Oppegård kommune har et høydebasseng på Hellerasten og et rentvannsbasseng i enden av rensprosessen i Oppegård vannverk. Hellerasten høydebasseng er en sikkerhetsreserve i tilfelle av brann, et utjevningsbasseng for timevariasjonene i vannforbruket gjennom døgnet, eller ved et ledningsbrudd eller lignende. Høydebassenget med en beliggenhet sentralt i kommunen, vil fungerer som et gjennomstrømningsbasseng. Det vil kunne bedre

vannutskiftningen som vil bidra til en bedre drikkevannskvalitet. Begge bassengene ligger høyt i terrenget, som gjør at de kan forsyne området med selvfalt. Selvfallet i dette tilfellet er ikke tilstrekkelig for de mest nærliggende abonnentene, så trykket må økes for disse med pumper, mens resten går med selvfalt.

Høydebassenget på Hellerasten har et maks volum på 5.000 m³, og rentvannsbassengene ved vannverket har en maks volum på 4.560 m³. Ved normale situasjoner vil ikke bassengene fylles til toppen, dermed må tas i betraktning at volumet i realiteten er noe lavere. Hvis det regnes med en reserve tilsvarende maks volum, gir dette en reserve på 9.560 m³. Med et gjennomsnittlig vannforbruk på 119,2 l/s (2013) vil reserven holde i 22,3 timer. Hvis det beregnes at lekkasjeandelen blir under 30 % (mål 2018), vil dette tilsvare en lekkasjemengde på 26,3 l/s som gir et totalt vannforbruk på 87,6 l/s. Med dette vannforbruket og maks volum i bassengene, gir dette en reserve som vil holde i ca. 30 timer. Dette var et teoretisk eksempel som viser viktigheten av å redusere lekkasjeandelen.

3.2.1.3 Pumper

Som for stengeventiler, vil pumper definere trykksonene, men ved å øke trykket i sonen. For en oversikt over pumper og trykksoner, se Figur 3-7. Trykkøkingsstasjonene PV102 Sønsterud og PV105 Hellerasten, samt PV103 Skrenten, vil kunne forsyne hverandres trykksone i tilfelle av et driftsbrudd. PV105 vil kunne øke trykket fra Hellerasten høydebasseng, i og med at selvfallet fra høydebassenget og ned til første node/kum gir et trykk på kun ca. 10 m. Det samme gjelder for pumpe RVA som pumper vann ut av vannverket som også kun ligger ca. 10 m over knutepunktene rundt vannverket.

En oppsummering av komponenter på Oppegård sitt ledningsnett er gitt i Tabell 3-4. Denne tabellen kan være til hjelp for å få en oversikt over viktige komponenter for modelleringsområdet i denne oppgaven.

Tabell 3-4: Oppsummering av komponenter på Oppegård sitt ledningsnett

Komponent		Antall	Enhet
Ledninger	Kommunal	124	km
	Privat	111	km
Pumper	Råvannspumper	3	stk
	Trykkøker	4	stk
	Beredskap	1	stk
	Trykkøker ved HB	1	stk
	Trykkøker i vannverk	1	stk
Ventiler		uvisst	
Høydebasseng	Hellerasten	1	stk
	Rentvannsbasseng vannverk	1	stk

3.3 Drikkevannsmengder, lekkasje og driftssikkerhet

Oppegård kommune forsyner alle som er koblet til det kommunale ledningsnett i kommunen, samt til alle innbyggerne i Ås kommune som er tilknyttet det kommunale ledningsnett der. I 2013 ble det pumpet opp 6,23 millioner m³ vann fra Gjersjøen, hvor 5,74 millioner m³ ble levert ut av vannverket. Fra vannmengden som ble levert ut av vannverket gikk 3,76 millioner m³ (ca. 69 %) til Oppegård kommune og 1,7 millioner m³ (ca. 31 %) til Ås. Dette gir i gjennomsnitt over året totalt 173,5 l/s ut a vannverk, 53,9 l/s til Ås kommune og 119,2 l/s til Oppegård kommune.

Vannforbruket til Oppegård kommune fra perioden 2009-2014 er gitt i Tabell 3-5 og Tabell 3-6 . Tabell 3-6 er redigert fra originaltabell fra hovedplanen (COWI 2015), som er hentet fra SSB sin KOSTRA (kommune-stat-rapportering) database. KOSTRA er et nasjonalt informasjonssystem som gir styringsinformasjon om kommunal virksomhet.

Tabell 3-5: Vannforbruk og lekkasje for Oppegård kommune 2009-2014 [m³/år] (COWI 2015)

	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Husholdning	1 301 311	1 412 601	1 267 680	1 346 777	1 486 639	-
Næring og industri	371 803	371 738	333 600	438 486	451 638	-
Lekkasje	2 044 918	1 933 033	1 734 720	1 346 777	1 825 367	-
Totalt	3 718 032	3 717 372	3 336 000	3 132 040	3 763 644	3 379 515

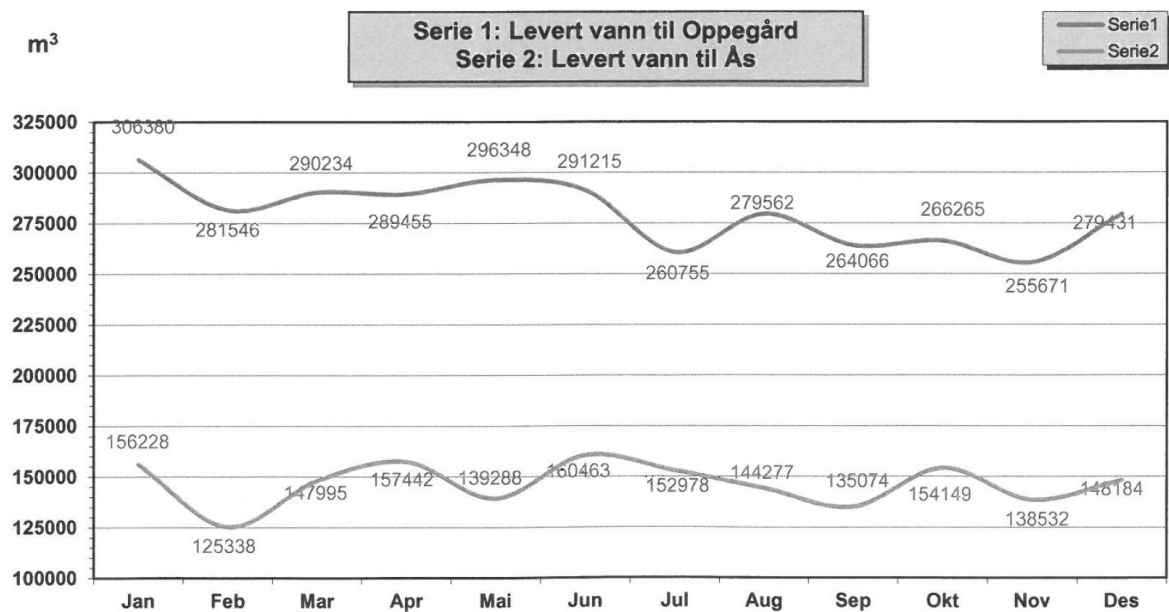
Tabell 3-6: Vannforbruk og lekkasje for Oppegård kommune 2009-2014 [l/s]

	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Husholdning	41.3	44.8	40.2	42.7	47.1	-
Næring og industri	11.8	11.8	10.6	13.9	14.3	-
Lekkasje	64.8	61.3	55.0	42.7	57.9	-
Totalt	117.9	117.9	105.8	99.3	119.3	107.2

Kapasiteten ut av vannverket begrenses av pumpekapasiteten til råvannspumpene.

Kapasiteten er på 31.200 m³/døgn (2 x 15.600 m³/døgn). Ekspropriasjonstillatelsen gir kommunen en tillatelse til å kunne ta ut 24.000 m³/døgn gjennomsnittlig over et år. Dette gir en total vannmengde på 8,75 millioner m³/år, eller i gjennomsnitt 277,5 l/s. Utenom Oppegård kommune sine begrensinger til vannforsyning, sier avtalen med Ås kommune, som gjelder til 01.01.2020, at maks leveranse er på 2,2 millioner m³/år, 7.800 m³ pr. døgn som tilsvarer ca. 90 l/s. Om vannforbruket skal kunne øke utover maksimalt døgnuttak må vesentlige tiltak til i forbindelse med dam/regulering og inntak/råvannspumpe-stasjon. Vannverket oppfordres derfor å drive med lekkasjesøk for å få ned vannforbruket ved økende befolkning/økt vannforbruk. Vannmengden som pumpes til rensesanlegget vil variere fra år til år.

Oppegård kommune vil ha en time- og døgnvariasjon i vannforbruket med likhet med mange andre mellomstore byer i Norge. Typisk timevariasjon over et døgn er lavt vannforbruk om natten, så stiger vannforbruket om morgenen når folk står opp, minker litt utover formiddagen, stiger igjen på ettermiddagen når folk kommer hjem fra jobb, for så å avta utover kvelden til et minimum på natten igjen. For døgnvariasjon vil vannforbruket variere over året med topp vannforbruk om sommeren vanligvis. Variasjonene i vannforbruket for Ås og Oppegård kommune over året 2015 er vist i Figur 3-8.



Figur 3-8: Variasjon i årsforbruket til Ås og Oppegård kommune (2015)

Husholdningsforbruket er normalt lavt om natten, så vannforbruket om natten går som regel til industri og lekkasje. Oppegård kommune har en lav andel av industri, noe som kan indikere at det meste av vannforbruket om natten skyldes lekkasjer på kommunale drikkevannsledningene, og på private stikkledninger. Ut fra Tabell 3-5 utgjør næring og industri grovt rundt 10 % av det totale vannforbruket for Oppegård, med en liten økning de siste årene.

Det kommunale vannforbruket i Oppegård kan deles inn i husholdning, næring, lekkasje og leveranse til Ås. Tabell 3-6 viser vannforbruk de siste årene, men en antagelse av fremtidig vannmengde er gjort i hovedplanen. Det er sett på befolkningsvekst i Oppegård og Ås kommune, utbygging av næring og endring av andel lekkasje. Det er sett på en endring i befolkningsvekst i Oppegård til 60.000 personer over 100 år. Oppegård kommune er i nærhet av Oslo som er i sterk befolkningsvekst, dermed vil en vekst i Oppegård fra 26.534 (utgang 2014) til 60.000 i 2114 være realistisk. Vannforbruk for husholdning var ca. 47 l/s i 2013, og med denne økningen vil vannforbruket øke til størrelsesorden 110 l/s. For Ås er en antagelse på 36.500 personer innen 2040, og 50.000 personer på lengre sikt ikke usannsynlig. Leveranse til Ås var i 2013 på ca. 54 l/s og med befolkningsøkningen på lengre sikt, vil vannforbruket være i størrelsesorden 100 l/s, noe som går over avtalen på maks 90 l/s fra avtalen som er gjort frem til 01.01.2020. Oppegård kommune sin kommuneplan sier at næringsarealer vil doubles fram mot 2022. Dette skyldes i hovedsak utvidelse av eksisterende

næringsområder, samt utbygging mellom Trollåsen og Svartskog. Vannforbruket til næringsformål var i 2013 på 14 l/s, og antas å øke til 30 l/s på sikt. lekkasjemengden er antatt at vil avta med utbedring av ledningsnett. Oversikt over prognose for dimensjonerende vannforbruk for Oppegård, med leveranse til Ås, er gitt i Tabell 3-7.

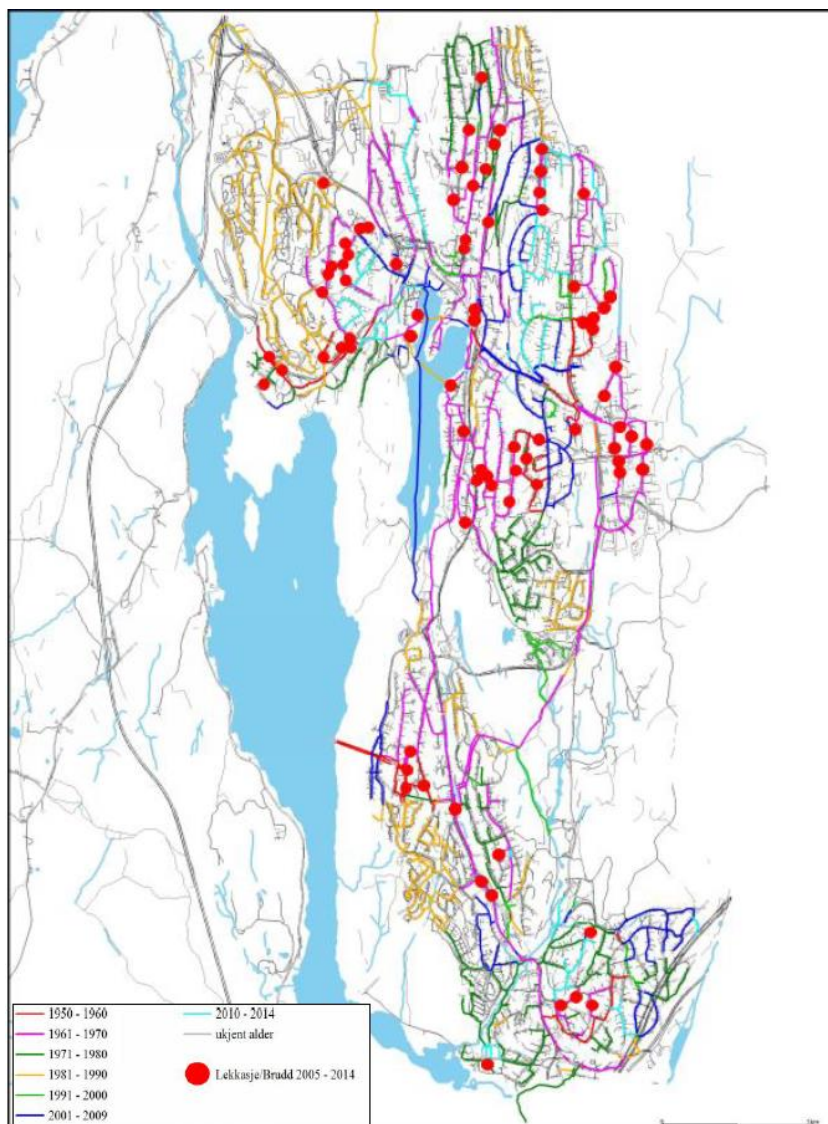
Tabell 3-7: Prognose for dimensjonerende vannforbruk for Oppegård (COWI 2015)

	2014	2020	2025	2030	2040	2050	2114
Befolkning	26.255	28.800	30.200	31.800	34.400	40.000	60.000
Dimensjonerende vannmengde [l/s]	155	163	167	171	180	223	283

Ut fra Tabell 3-5 er lekkasjemengden for 2013 på 1.825.367 m³, som utgjør en lekkasjeandel på 48,5 % av totalt vannforbruk. Selv om det er vist en nedgang fra ca. 55 % lekkasje i 2009, har Oppegård en meget høyt lekkasjeandel i forhold til snittet på landsbasis som ligger på ca. 32 % (Ødegaard 2012). Oppegård kommune har laget et handlingsprogram fra 2015-2018, hvor de blant annet ønsker en lekkasjeandel på under 30 % innen 2018. En annen positiv effekt av å redusere lekkasjer, er at høydebassengene kan forsyne lengre ved et større brudd i vannforsyningen. Et regneeksempel på dette er gjort under 3.2 *Oppegård sitt ledningsanlegg*.

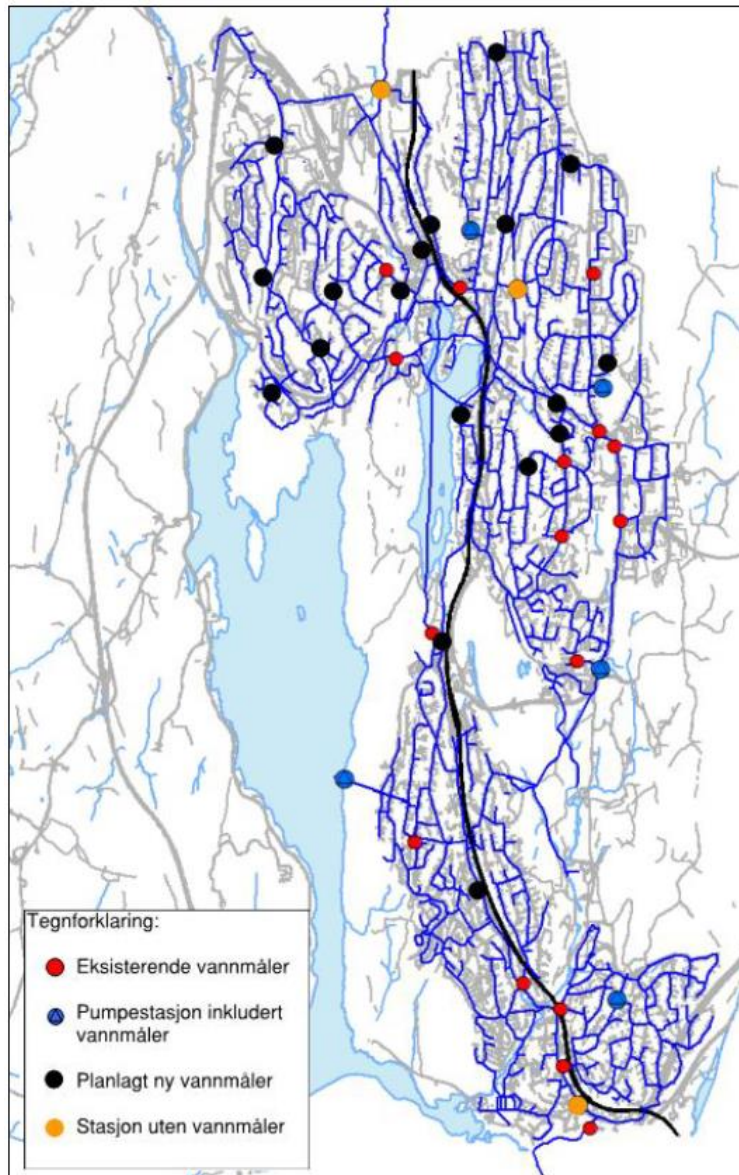
Den store lekkasjeandelen kan skyldes alder og type materiale på rørene. I Oppegård er det en andel på 53 % grå støpejernsrør og 35 % duktile støpejernsrør. Det som er ulempen med støpejernsrør, spesielt grå støpejernsrør, er fare for korrosjon. I dag er praksis at rør skal være motstandsdyktige mot alle interne og eksterne påkjenninger av fysisk, kjemisk art innenfor en dimensjonerende levetid på minst 100 år (Norsk Vann 2010). Det kommer frem av Figur 3-6 at grå støpejernsrør er lagt fra 1945 og frem til slutten av 1970. Dette gir en alder på 40-70 år. Med standarden på materiale og utførelse som ble brukt i den perioden, tilsier det at rørene er på enden av sitt livsløp. Gamle støpejernsrør er særlig utsatt for korrosjon, som gjør de utsatt for lekkasje og brudd. En faktor som kan framprovosere et ledningsbrudd i korroderte rør er trykkstøt.

De fleste ledningsbrudd som har blitt lokalisert, reparert og rapportert i Gemini VA i perioden 2005-2014 er gitt i Figur 3-9. Brudd i denne perioden er stort sett på gamle grå støpejernsrør som ble lagt før 1970.



Figur 3-9: Lokalisering av lekkasje/brudd i perioden 2005-2014 hvor anleggsår er angitt (COWI 2015)

Vannmålere er plassert strategisk rundt på ledningsnettet, ofte i pumpestasjoner. Ved å plassere vannmengde- og trykkmålere strategisk på ledningsnettet vil lekkasjesøking bli lettere. I tillegg til lekkasjesøking, er vannmålere viktig når en modell skal kalibreres. For å gjøre de endringene i modellen slik at simuleringene gjenspeiler virkeligheten, må data om mengde og trykk legges inn. Oversikt over vannmålere, både eksisterende og nye planlagte, er gitt i Figur 3-10.



Figur 3-10: Vannmålere, eksisterende og planlagte nye (COWI 2015)

Sikkerheten til vannforsyningen i Oppegård er høydebassenget på Hellerasten, samt reservevannforsyning fra Ski i sør og fra Oslo i nord. Vannreserven fra Hellerasten høydebasseng er ca. 5.000 m³, reservevannforsyning fra Oslo ble testet i 2013 og kunne levere 47 l/s, mens Ski sin forsyning er anslått å være i størrelsesorden 25-40 l/s.

Det er like viktig med godt vann som nok vann. Ved en trykkløs situasjon vil forurenset vann kunne trenge inn i drikkevannsledningene og forringe drikkevannskvaliteten. Det er viktig for Oppegård å forhindre slike situasjoner ved å forebygge og ved å ha løsning på problemet om skaden likevel skulle skje. Et tiltak er å få ned lekkasjeandelen og utettheter i rørene. Et annet er å sikre pumper mot plutselig stans ved for eksempel nødaggeregat. I dag er det kun

Sønsterud trykkøkingsstasjon (PV102), pumper i vannverket på Stangåsen (RVA) og råvannpumpestasjonen som har nødstrømsaggregat. Øvrige trykkøkingsstasjoner har ingen tilsvarende reserve. Gjersjøen har en begrenset kapasitet med tanke på mengde, men også kvalitet som kommer av nærhet til sterkt trafikkerte veier, jernbane og landbruk. På sikt anbefales det i hovedplanen for vann og avløp at andre drikkevannskilder bør vurderes som supplement eller som erstatning.

4 Metode

I dette kapitlet blir bruken av modeller som metode beskrevet. Metoden går ut på å bygge en hydraulisk modell, og kalibrere modellen i forhold til hydraulisk og kvalitetsmessige forhold for Oppegård kommune sitt ledningsnett. De hydrauliske forholdene vil bestemme hvordan stoffet sprer seg og mikses i ledningsnett, mens vannkvalitetsparameterne vil bestemme hvordan konsentrasjonen til stoffet vil variere med vannets sammensetning, alder og tilstand i rørene.

Som en del av datagrunnlaget, er det gjort målinger av fritt klor ved vannverket og på ledningsnett. Målingene ved vannverket sørger for at modellen får de inputverdiene som trengs, og målinger på ledningsnett vil kunne gi verdier som resultater fra simuleringene kan sammenlignes mot.

Etter kalibrering av modell i EPANET og AQUIS, vil simulering av vannkvalitet i begge modeller gjøres. Sammenligning av programmene vil gjøres ved å se på tidsserier for hvert prøvepunkt. Variasjon i alder og beregnet klorkonsentrasjon fra begge programmer vil sammenlignes med hverandre, og mot egne målinger på ledningsnett. I tillegg vil en del begrensinger og forutsetninger bli beskrevet slik at resultatene får en ønsket nøyaktighetsgrad. I slutten av hvert delkapittel er det en oppsummering av metoden.

4.1 Modellbygging og datagrunnlag

Den første delen av modellbyggingen er å bygge en kalibrert hydraulisk modell. Den andre delen er å kalibrere modellen med tanke på vannkvalitet. For at en slik modell skal bygges, kreves det et datagrunnlag på Oppegård kommune sitt ledningsnett.

COWI har tidligere fått oppdrag fra Oppegård kommune å lage en hydraulisk modell i EPANET som Oppegård kommune selv kan bruke. Det er denne modellen som er grunnlaget for modellbyggingen og kalibreringen, og som er omtalt som "grunnmodellen". Utover dette er endringer og tilpasninger gjort for at modellen skal kunne simulere vannkvalitet. Det innebærer kalibrering av eksisterende modell slik at den passer til de forholdene som er på ledningsnett, hydraulisk og kvalitetsmessig. Modellen kalibreres hydraulisk ved å

kontrollere vannføring med driftsdata, mens kalibrering av vannkvalitet gjøres ved å legge inn verdier fra målinger ved vannverket og på ledningsnettet

4.1.1 Bakgrunn for eksisterende modell

Den eksisterende modellen er en modell som er laget i EPANET, som senere kan overføres til AQUIS.

Innlegging av GIS-data

Modellen har tatt utgangspunkt i dagens Gemini VA database, som er det GIS-systemet Oppegård kommune bruker. Ledningsinformasjon som koordinater, høyder, lengder og dimensjoner er hentet inn og lagt inn i modellen.

Tilpasninger

Det er ikke alltid at datagrunnlaget i Gemini VA er fullstendig. Der det er åpenbare mangler har tilpasninger blitt gjort for å korrigere mangelen. Om en høyde på en kum ikke stemmer for eksempel, brukes terrengdata og interpolering for å finne høyden slik at det er en logisk og realistisk sammenheng.

Forenklinger

Modellen er en forenkling av virkeligheten, hvor forenklinger er gjort slik at modellen er god nok til det som skal undersøkes, og kun det. Om modellen skal brukes til andre ting enn det den er ment for, kan det hende at modellen bør kalibreres for dette. GIS-data er over alle type ledninger, men det er kun tatt med kommunale ledninger i modellen ettersom det er det som er relevant for oppgaven og Oppegård kommune. Der det er overføringsledning til Ås er det brukt en node med et vannforbruk. Dette gjelder også der stikkledning ikke er med, men hvor vannforbruket er lagt til nærmeste node. Komponenter i modellen er begrenset til kun komponenter EPANET bruker. I realiteten er det flere typer ventiler, men for modellen og simuleringen sin skyld brukes hovedsakelig trykkreduksjonsventiler og stengeventiler. Stengeventiler står normalt åpne, og er overflødig i modellen. Vannmengdereduserende ventiler er ikke vanlig å bruke, men er brukt for å symbolisere stengeventiler som er aktive i modellen. Rentvannsbassengene i vannverket er ikke med i modellen. Dette har mest å si for vannkvalitet, og verdier ut av vannverket er derfor blitt lagt inn manuelt etter driftskontrolldata.

Forbruksdata

Modellen bruker SSB sin KOSTRA-database til å estimere vannmengder i modellen. Vannmengder som er brukt i modellen er for år 2013, som er beskrevet under 3.3 *Drikkevannsmengder, lekkasje og driftssikkerhet*. Boligforbruket fordeles ut i fra antall personer per boenhet, hvor vannforbruket settes til nærmeste node i modellen. Dette er en tilnærming i og med at stikkledninger ikke er med. Den totale lekkasjen er fordelt på alle ledningene i modellen. Lekkasjen for en bestemt ledning er avhengig av lengden på ledningen, hvor lekkasjen blir delt på nodene i hver ende av ledningen. Det vil si at noder med høy lekkasje er tilknyttet en lang ledning, mens noder med lav lekkasje er tilknyttet korte ledninger.

Timevariasjoner for husholdning, industri, lekkasje, brann og annet er basert på COWI sin opparbeidede kompetanse over lengre tid gjennom lignende prosjekter. Drift av pumpene på ledningsnettene er justert slik at mengde og trykk stemmer med bestemmelser i hovedplanen, og slik at nivå og utskiftning av vann i høydebasseng er tilnærmet likt normal drift.

Oppsummering

COWI har tidligere fått oppdrag fra Oppegård kommune å lage en hydraulisk modell i EPANET som Oppegård kommune selv kan bruke. Det er denne modellen som er grunnlaget for modellbyggingen og kalibreringen, og er omtalt som "grunnmodellen". Prosessen for å bygge denne modellen er beskrevet, og går kort ut på å legge inn GIS-data i en modell, gjøre tilpasninger og feilretting, gjøre forenklinger slik at modellen kan brukes til dens formål, og til slutt legge inn forbruksdata for vannmengde.

4.1.2 Kalibrering av modellen

4.1.2.1 Hydraulisk kalibrering

Variasjon i ledningsnettene som vannføring, trykk og vannhastighet er ikke kalibrert i grunnmodellen. Det eneste som er gjort i grunnmodellen er å legge inn riktig vannmengde, tilse at trykk i trykksonene er som angitt i bestemmelsene til Oppegård kommune, og tilpasse ventiler og pumper slik at nivå i høydebassenget stemmer godt nok med virkeligheten.

Modellen er stor og kompleks, så kalibrering av hele modellen vil være svært tidkrevende om høy nøyaktig ønskes. Det er valgt å kalibrere modellen hydraulisk ved å se på driftskontrolldata hos Opepgård kommune. Den hydrauliske kalibreringer går ut på å legge inn vannmengder for prøvedagene i modellen, slik at vannforbruket i modellen og virkeligheten grovt sett blir like. Vannverket har data på mengder ut av vannverket, mens det finnes mengdemålere rundt på ledningsnettet. Justering av vannmengdene gjøres ved å tilpasse forbrukskurvene i modellen for de aktuelle dagene slik at vannforbruket stemmer med vannmengdedataene. Det blir derfor ikke en fullstendig kalibrering av trykk, justering av ruhet i rør, pumpekarakteristikker osv.

Oppsummering

Grunnmodellen er ikke hydraulisk kalibrert, men kalibrering ved hjelp av driftskontrolldata for prøvedagene vil gjøres. Dette er heller ikke en fullstendig kalibrering, men vannmengder for prøvedagene vil bli bestemt etter vannmålere ved vannverket og på ledningsnettet.

4.1.2.2 Kalibrering av vannkvalitet

For å få modellen til å kjøre en realistisk simulering, er det nødvendig å ha riktig inputdata når det kommer til simulering av drikkevannskvalitet. Det som er interessant for denne oppgaven er å simulere fritt klor, og da må målinger av fritt klor gjøres. Det er i hovedsak to grunner til å måle fritt klor, den ene er å finne de inputverdiene modellen trenger, og den andre er for å ha måledata å sammenligne resultatene mot. For at simuleringen skal være så riktig som mulig, må modellen kalibreres mot de forholdene som faktisk er på Opepgård sitt ledningsnett. For å simulere klor, må klorreduksjonskoeffisientene for reaksjon med vannmassen og reaksjon med rørveggen med i modellen. For å vite om resultatene fra simuleringen klarer å gjenskape virkeligheten, må klorrest måles på strategiske punkter på nettet. Det brukes første ordens reaksjoner for å simulere reaksjonen med vannmassen og rørveggen. Dette er fordi metoden er mest simpel, samtidig som den vil gi en god estimering av virkeligheten.

Prøvetaking ved Oppegård vannverk

Fremgangsmåte for å finne K_b

Måling av klor ved vannverket er for å finne ut hvor reaktiv klor er ovenfor rentvannet ved Oppegård vannverk. Metoden som er beskrevet er for å finne K_b .

Vannprøve tas etter klordosering og før rentvannsbassenget. Vannprøven fylles i en full 1 L glassflaske som korkes og lagres mørkt og kaldt i et kjøleskap som holder 5 °C. Dette er for å minimere hva kloreten kan reagere med, og vannprøven vil lagres under lignende forhold som er på ledningsnett. Mellom hver måling settes prøven tilbake igjen i kjøleskapet og korkes.

Måleutstyret som er brukt var Oppegård vannverks håndholdte fotometrisk måleapparat (*Pocket Colorimeter II* fra HACH). Det måler fritt klor ved å tilsette DPD (N,N-diethyl-p-phenylenediamine) som er et stoff som reagerer med kloreten og danner farge som måleutstyret kan måle. Måleutstyret trenger en vannprøve på 10 mL og en pute med DPD for hver måling. Måleutstyret har en deteksjonsgrense på 0,01-2,00 mg Cl⁻/L. Målepresisjonen oppgitt fra produsenten er $1,00 \pm 0,05$ mg/L Cl₂ (95 % konfidensintervall).

Fremgangsmåte for å finne K_b ved måling:

1. Ta en vannprøve fra vannet etter klordosering og før rentvannsbassenget
2. Start første måling etter 5 min
3. Ta målinger etter 5, 10, 20, 30, 60, 120 min
4. Legg målingene inn i Excel. Ha med C_{dose} som første punkt ved $t = 0$.
5. Legg inn en eksponentiell trendkurve for punktene
6. Les av K_b fra formen $C = C_0 \exp(-K_b t)$

For å regne med riktig trendkurve, bør kurven starte etter det initiale klorforbruket. K_b har benevnning på hvilken tidsenhet som brukes under målingen. Det vil si at i dette tilfellet vil enheten på K_b bli 1/min. En omregning må til for å få enheten 1/døgn som er enheten på K_b som settes inn i modellen.

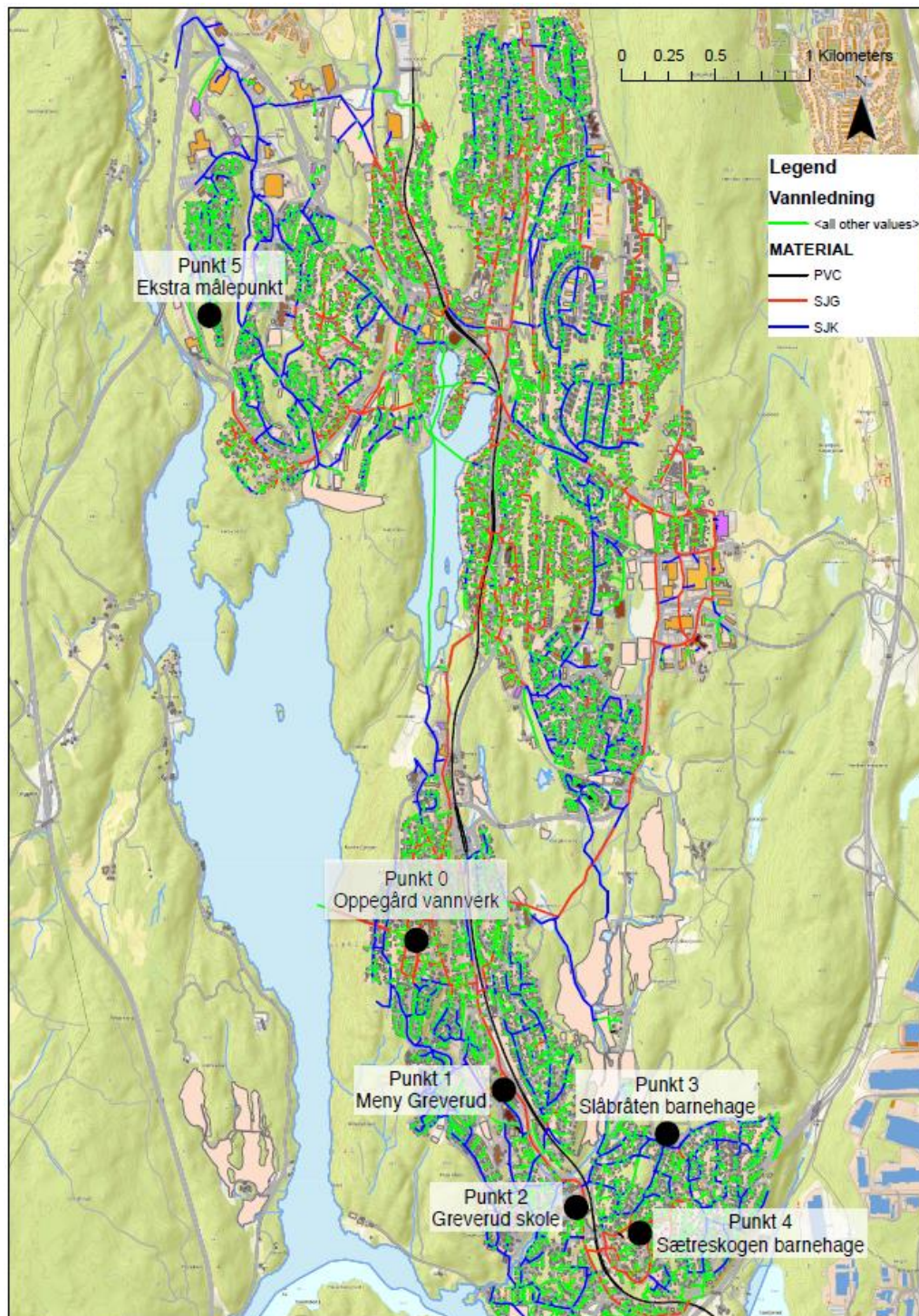
Fremgangsmåte for å finne K_w

Siden K_w vil variere mye, er det en stor utfordring å bestemme denne. I modellen settes det inn en global koeffisient som er lik for alle rørene. For å anta en slik verdi, er det lettest å prøve frem ulike verdier ved prøving og feiling metoden. Metoden for å bestemme K_w , er å først finne en verdi for K_b ved en analyse av rentvannet, kjøre modellen, for så å stille på K_w senere slik at resultatet stemmer godt nok overens med egne målinger.

Prøvetaking på Oppegård sitt ledningsnett

Målingene på ledningsnett er for å gi en indikasjon på konsentrasjon av fritt klor som faktisk er igjen på ledningsnett. Målingene kan brukes for å sammenligne resultater fra modellen, men også til å beregne oppholdstid til vannet. Dette gjøres ved at målinger gjort på ledningsnett, sammenlignes med målinger gjort på vannverket. Ved å se på hvor fort klor avtar med tiden, kan faktisk oppholdstid beregnes. Samme måleutstyr brukes for målinger på ledningsnett, som ble brukt for målingene på vannverket og er beskrevet under 4.1.2 *Kalibrering av modellen.*

Det er valgt en prøvestrekning som stort sett består av grått støpejernsrør (SJG). Grått støpejern har et høyere klorforbruk enn plastrør og relativt nye duktile støpejernsrør. Dette vil kunne gjøre større utslag på forbruket av klor som følge av reaksjon med rørveggen. Siden det er stor usikkerhet knyttet til klorforbruket til rørveggen, vil usikkerheten bli mindre dersom en strekning med samme rørmateriale brukes. Om strekningen hadde variert mye med materiale, andel biofilm, korrosjon osv. (se 2.1.3.4 *Klorforbruk i ledningsnett*), ville også veggreaksjonskoeffisienten, K_w , variert mye. Figur 4-1 viser et kartutsnitt hvor prøvepunktene er markert og rørmaterialer har egne fargekoder. Punktene er valgt ut fra tidssimuleringer fra grunnmodellen i EPANET, hvor alder er beregnet. Siden grunnmodellen ikke er kalibrert vil denne metoden kun gi en grov estimering av alder. Konsentrasjon av fritt klor er avhengig av hvor lenge det har reagert med vannet, og er dermed grunnlaget for valg av prøvepunkter. I tillegg har trace blitt brukt for å vite hvilken vei vannet tar. I følge grunnmodellen vil alder på vannet i Punkt 1 være ~1,8 t, Punkt 2 ~4,1 t, Punkt 3 ~6,0 t, Punkt 4 ~11,5 t.



Figur 4-1: Kart over ledningsmaterialer og målepunkter for fritt klor

Vannprøvene tas og måles på stedet. Det gjøres for å måle den konsentrasjonen som er der i det prøven tas. Prøven tas ved å la kaldt vann renne fra kranen en stund før målingen gjennomføres. Dette er for å sørge for at vannet som måles ikke har stått stille i en stikkledning, men mest sannsynlig kommer fra det valgte ledningsstrekke. På hvert prøvested tas det målinger, som gjøres i tre prøverunder. Det vil si at samme punktene måles på tre

forskjellige dager for å kartlegge variasjon i resultatene. På hver dag tas det to vannprøver på hvert sted. For hver vannprøve beregnes det tre verdier. Snittet av de tre verdiene gir verdien på prøven. Målinger av rentvannssiden på vannverket kan sammenlignes med den verdien den fastmonterte måleren viser. I teorien vil det fungere som en kontroll på om oppholdstiden er mindre eller større enn 30 min.

Oppsummering

Ettersom det er fritt klor som skal simuleres, må klorreduksjonskoeffisientene for reaksjon med vannmassen og reaksjon med rørveggen med i modellen. Fremgangsmåten for å finne reaksjonskoeffisienten for vannmassen (K_b) er beskrevet, og går ut på å måle hvor mye klor som avtar med tiden i en vannprøve fra vannverket. Fremgangsmåten for å finne reaksjonskoeffisienten for rørveggen (K_w) er beskrevet, og går ut på justering denne til slutt etter prøving og feiling. For å vite om programmene regner riktig på vannkvalitet, gjøres prøvetaking i flere punkter på ledningsnett. Fremgangsmåte for måling av fritt klor på ledningsnett er beskrevet. I tillegg kan konsentrasjonene fra målingene si noe om alderen på vannet, ved å bruke resultatene fra vannprøven på vannverket.

4.2 Simuleringer

Simuleringer i EPANET og AQUIS kan kjøres etter modellen er ferdig bygd og kalibrert. Driftssituasjonen som simuleres vil være for de forholdene som er på ledningsnett de dagene vannmålinger gjøres på ledningsnett. Det vil da være mulig å sammenligne simuleringene mot egne målinger på ledningsnett. Noder som undersøkes i modellene er gitt i Figur 4-2. Noder er valgt etter de knutepunktene som er nærmest tappepunkt for egen måling på ledningsnett, som har et vannforbruk. Dersom en node på enden av en endeledning ikke har et vannforbruk, vil ikke modellen forsyne den noden med vann. Dette fører til at vannmengde, og dermed konsentrasjon av fritt klor blir null, og ikke verdt å undersøke.

Sammenligning av programmene vil gjøres ved å se på tidsserier for hvert prøvepunkt. Variasjon i alder og beregnet klorkonsentrasjon fra begge programmer vil sammenlignes med hverandre, og mot egne målinger på ledningsnett.



Figur 4-2: Prøvepunkter i modellene (punkt 1-4)

De hydrauliske og det kvalitetsmessige tidsstegene i modellen bestemmer tiden mellom hver kalkulasjon. Dersom mindre tidssteg benyttes, vil modellen regne oftere gjennom en tidssimulering. Standard tidssteg i EPANET er 1 time for hydraulikk, og 1/10 av det hydrauliske tidssteget brukes for vannkvalitet. I AQUIS er standard tidssteg 1 min for hydraulikk og 1 time for vannkvalitet. Når programmene skal sammenlignes brukes et tidssteg på 1 minutt for hydraulikk og vannkvalitet i begge programmer.

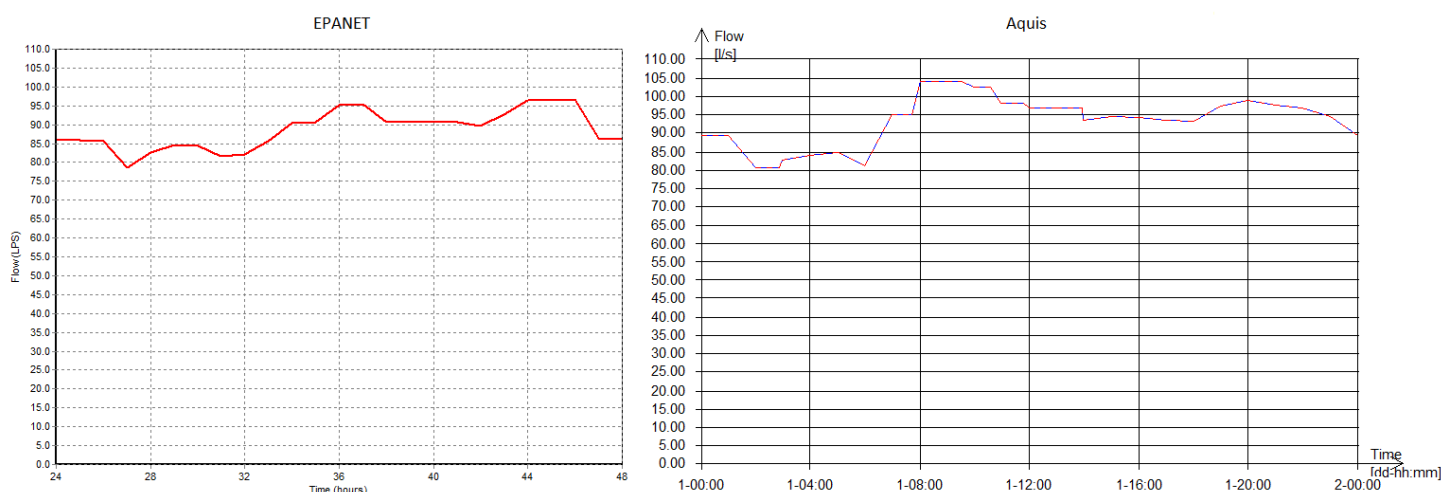
5 Resultater

5.1 Hydraulisk kalibrering

Metoden for å kalibrere modellen hydraulisk var å se på vannmengdedata fra vannmålere ved vannverket og på ledningsnett. Etersom mengdemålerne på ledningsnett ikke var i drift, ble modellen kun kalibrert etter total mengde ut av vannverket. Vannverket hadde data over vannmengder for Ås, hovedledning til nord og sør, og total vannmengde produsert.

Vannmengdedata for de tre måledagene ble brukt til å justere forbrukskurvene i modellen slik at de stemte overens. Det ble valgt å fokusere på kalibrering av vannmengdene som gikk sørover, ettersom det var der undersøkelsesområdet for fritt klor er.

Vannforbruket var justert hver for seg i EPANET og AQUIS. Variasjon i vannmengder sørover er gitt i Figur 5-1. Snittet over et døgn i EPANET er 89 l/s, og 93 l/s i AQUIS.



Figur 5-1: Variasjon i vannmengde sørover fra Oppegård vannverk i EPANET og AQUIS

5.2 Klormålinger

5.2.1.1 Målinger på ledningsnett

Det ble utført målinger på fire punkter (punkt 1-4), samt målinger på rentvannssiden på vannverket (punkt 0) og en ekstra kontrollmåling nord i kommunen (punkt 5) (se Figur 4-1 for oversikt over punktene i et kart). Målingene er gjort over tre forskjellige dager i midten av april, og variasjon i målingene er kartlagt. Målingene ble utført på dagtid mellom kl. 10 og 13, og gjort etter samme fremgangsmåte som beskrevet i 4 Metode.

Måleresultatene er gitt i *Vedlegg B*. Snittet av målingene er gitt i Tabell 5-1. Tidspunkter som er angitt er et gjennomsnitt for da målingene ble tatt.

Tabell 5-1: Snitt av målinger gjort på ledningsnettet over tre dager

	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 3	Punkt 4	Punkt 0	Punkt 5
Konsentrasjon	0,05 mg/L	0,05 mg/L	0,02 mg/L	0,03 mg/L	0,07 mg/L	0,01 mg/L
Tidspunkt	10:36	10:55	11:18	11:35	12:05	13:30

Målinger ved vannverket (punkt 0) viste seg å være en del høyere enn hva den fastmonterte måleren viste på samme tidspunkt. Den fastmonterte måleren er også en fotometrisk metode, og måler fritt klor kontinuerlig ved å tilsette DPD reagens. Målenøyaktigheten er ikke kjent. En sammenligning er gjort i Tabell 5-2.

Tabell 5-2: Målinger gjort på rentvannssiden på vannverket. Manuelle målinger mot verdier fra fastmontert online måler.

	Oppegård vannverk ut (faktisk oppholdstid)	Fastmontert online klormåler (etter 30 min)
Dag 1	0,05 mg/L	0,023 mg/L
Dag 2	0,07 mg/L	0,027 mg/L
Dag 3	0,08 mg/L	0,037 mg/L

5.2.1.2 Målinger ved Oppegård vannverk

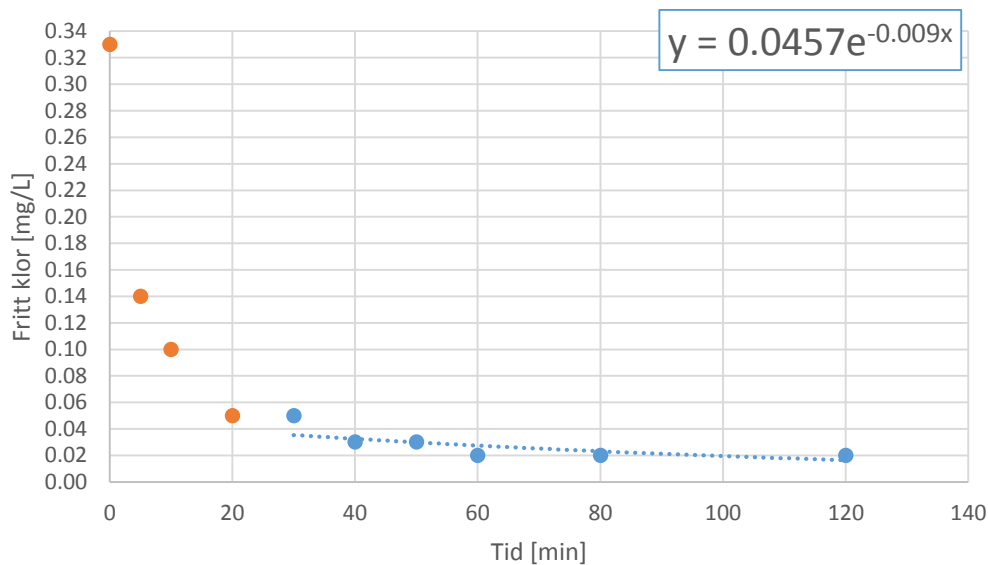
Det ble gjort 9 målinger av fritt klor fra en vannprøve på vannverket med fotometrisk metode. Målingene ble gjort etter 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80 og 120 min. Vannprøven hadde en temperatur på 4 °C når den ble tatt, og lagret i et kjøleskap som holdt 5 °C. Det vil si at temperaturen til prøven varierte mellom 4-5 °C. Det var ikke utstyr til å måle temperaturen for hver måling.

Laboratoriet på vannverket måler fritt klor kontinuerlig. Målinger blir gjort på vann etter klordosering, som har en fastsatt oppholdstid på 30 min. Faktisk oppholdstid i bassenget vil variere, men vil ligge rundt 30 min ved normal drift ifølge personell på vannverket.

Vannprøven etter 30 min ble målt manuelt til 0,05 mg/L, mens den fastmonterte klormåleren

målte 0,029 mg/L. Klordose som blandes med vannet som kommer fra sandfiltrene, C_{dose} , var 0,33 mg/L.

Måleresultatene er gitt i *Vedlegg A* og i Figur 5-2. Figur 5-2 viser måleresultatene over mengde fritt klor som avtar med tiden. En eksponentiell trendkurve som passer punktene er generert. Ligningen for trendkurven gir K_b , som er stigningen til kurven. Trendkurven er satt fra punktene t.o.m. 30 min., siden det er etter det initiale klorforbruket, der forbruket har stabilisert seg, som gjør at kurven flater ut. Ut fra målingene og trendkurven er K_b beregnet til -0,009 1/min. Omregnet blir $K_b = -0,511$ 1/time eller $K_b = -12,36$ 1/døgn.



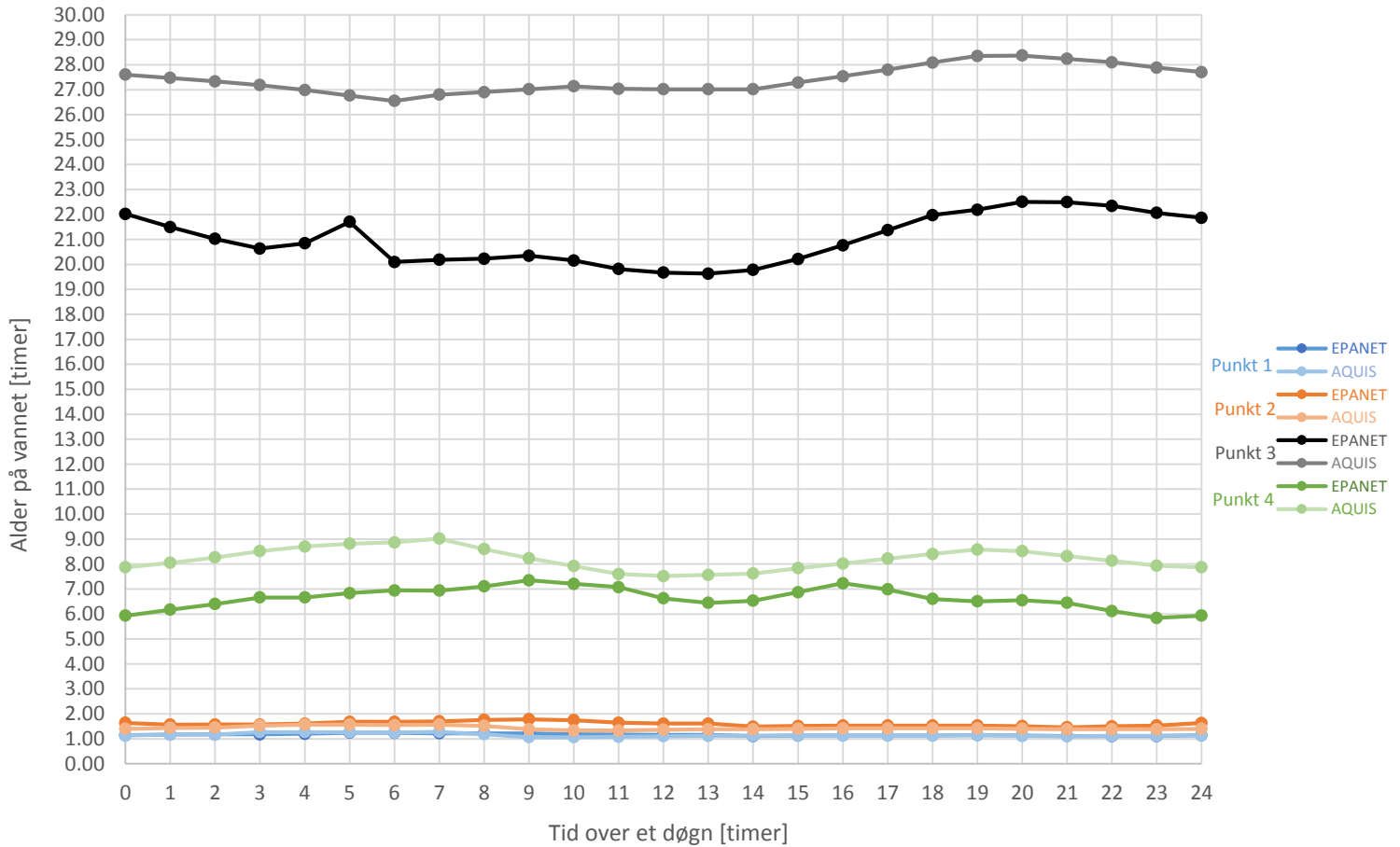
Figur 5-2: Måleresultater for fritt klor som avtar med tiden gjort ved Oppegård vannverk

En K_b -verdi på -12,36 1/døgn er en veldig høy verdi i forhold til tidligere undersøkelser og anbefalte verdier i brukermanualen. Når denne verdien ble satt i modellen ble klor borte med en gang det forlot vannverket, som ikke samsvarer med målte verdier. Det er da grunn til å tro at denne verdien som er beregnet ut fra korttidsklornedbrytning ikke er representativ for langtidsnedbrytning av klor. Dette er diskutert under *6 Diskusjon*. En ny metode for å finne K_b , og dermed kalibrere modellen, blir basert på prøving og feiling. Det går ut på å teste ulike verdier av K_b , helt til modellen beregner verdier som stemmer overens med egne målinger i punkt 1 til punkt 4 på ledningsnettet.

5.3 EPANET vs. AQUIS

Resultater fra EPANET og AQUIS er gitt i Vedlegg C, hvor resultater under er hentet fra.

Alder har en sammenheng med beregnet klorkonsentrasjon. Klorkonsentrasjonen vil avta med tiden etter Lign. 8 og verdi av K_b . Alder på vannet i hvert prøvepunkt over et døgn beregnet i EPANET og AQUIS er gitt i Figur 5-3. Gjennomsnittsalderen i hvert punkt er gitt i Tabell 5-3.



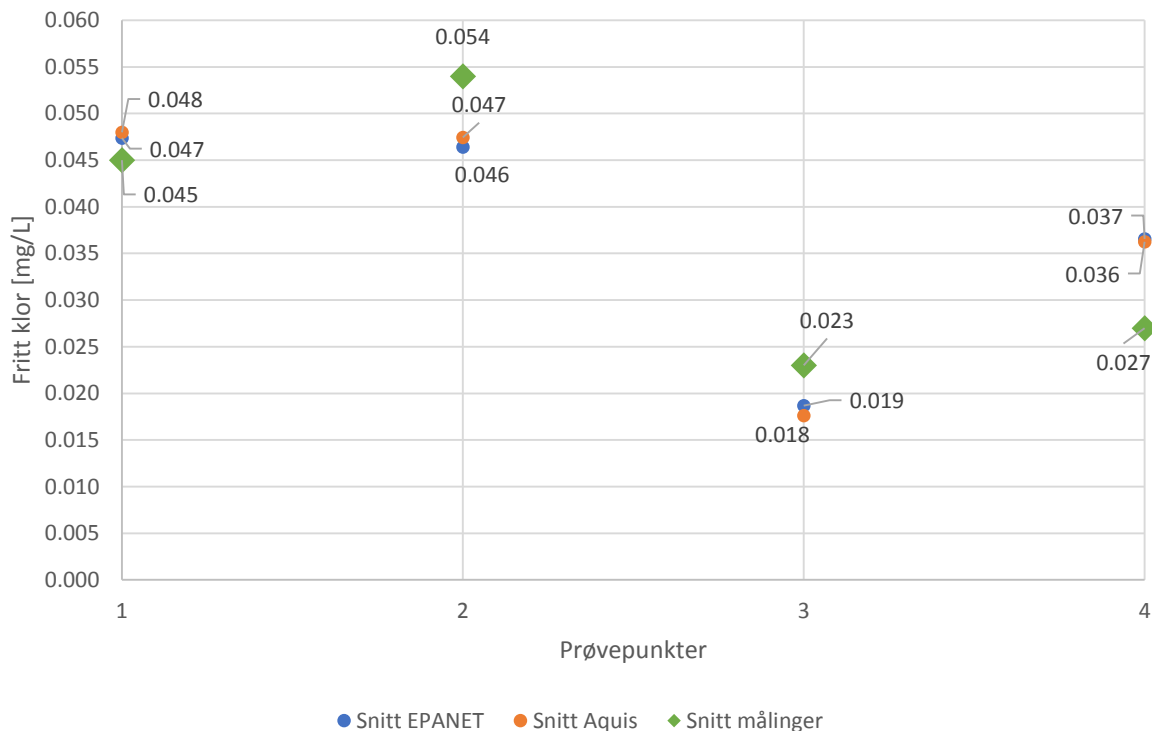
Figur 5-3: Sammenligning av alder på vannet over et døgn fra EPANET og AQUIS

Tabell 5-3: Gjennomsnittsalder for punkt 1-4 fra EPANET og AQUIS

	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 3	Punkt 4
EPANET	1,16 t	1,60 t	21,02 t	6,64 t
AQUIS	1,15 t	1,43 t	27,41 t	8,20 t

For å bestemme K_b i EPANET, ble verdier fra -0,9 til -1,2 1/døgn testet. For AQUIS ble verdier fra -0,9 til -1,0 1/døgn testet. Den verdien som i snitt ga nærmest like resultater, sammenlignet med egne målinger var $K_b = -1,15$ 1/døgn for EPANET og $K_b = -0,96$ 1/døgn for AQUIS. Omregnet vil $K_b = -1,15$ 1/døgn bli -0,048 1/time, og $K_b = -0,96$ 1/døgn bli -0,040 1/time.

I Figur 5-4 er snittet av resultatene fra modellene og egne målinger plottet, når $K_b = -1,15$ 1/døgn satt inn i EPANET og $K_b = -0,96$ 1/døgn satt inn i AQUIS. Punktene fra modellene er snittet over et døgn, mens punktene fra egne målinger er et snitt av målingene, som er angitt i Tabell 5-1. Snittet vil gi en god indikasjon på hva K_b bør være, men ikke nødvendigvis gi gode resultater ettersom konsentrasjonsvariasjonen over et døgn ikke er med. Egne målinger er gjort mellom kl. 10 og 13, mens verdier fra modellene er snittet over et døgn.



Figur 5-4: Snitt av resultatene fra EPANET, AQUIS og egne målinger, når $K_b = -1,15$ 1/døgn i EPANET og $K_b = -0,96$ 1/døgn i AQUIS.

Ettersom K_b er konstant (-0,048 1/time eller -0,040 1/time) og konsentrasjon ut av vannverket er konstant ($C_0 = 0,05$ mg/L (etter 30 min, Figur 5-2)), vil formen på ligningen som beregner konsentrasjon av fritt klor bli, satt inn i Lign. 8, lik:

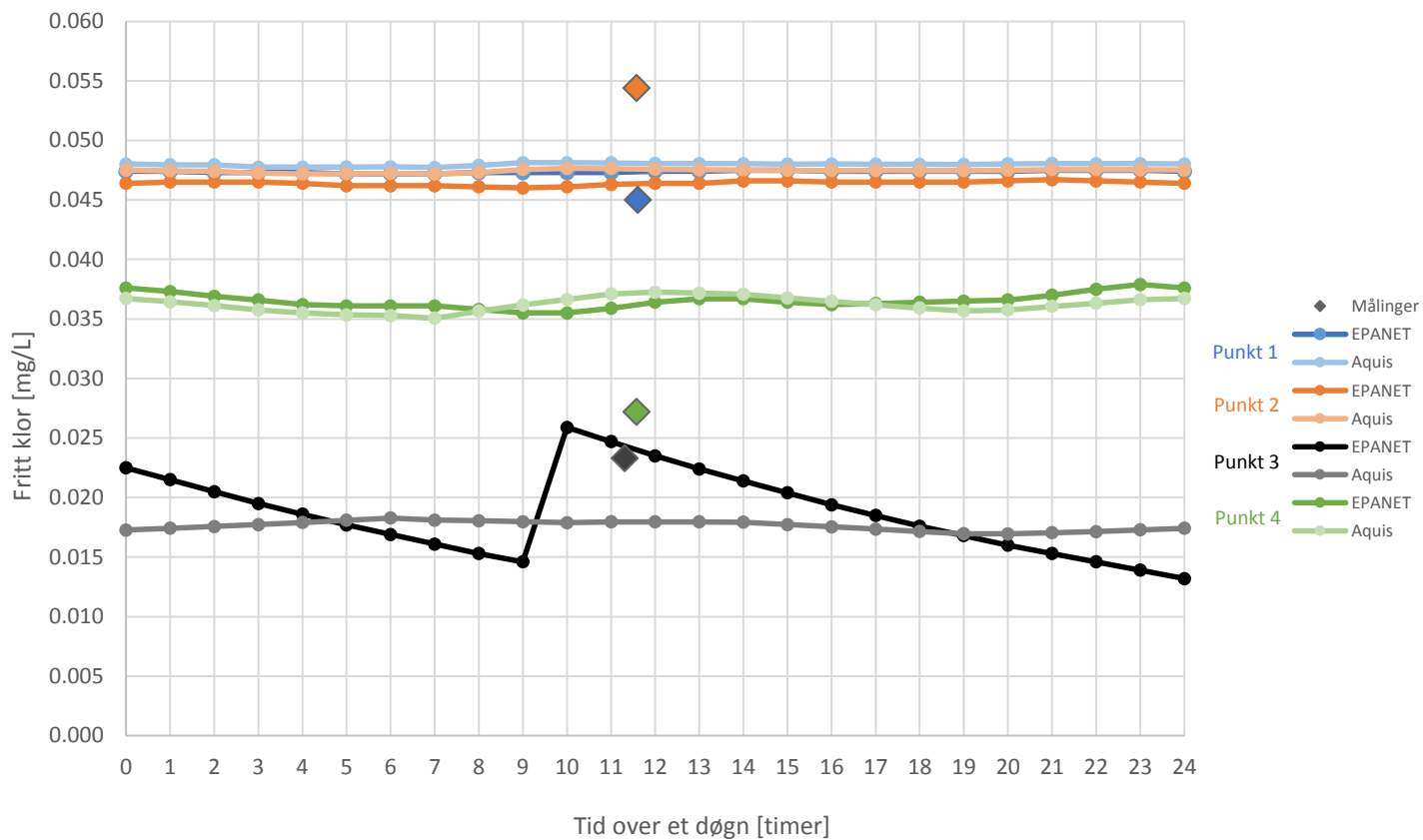
$$C = 0,05\exp(-K_b t)$$

Om gjennomsnittsalderen fra Tabell 5-3 settes inn for t , vil konsentrasjonen, C , bergenes til verdier gitt i Tabell 5-4. Beregningene stemmer godt med snittet fra hva EPANET og AQUIS beregnet, som er gitt i Figur 5-4.

Tabell 5-4: Konsentrasjon av fritt klor beregnet etter Lign. 8

	Punkt 1	Punkt 2	Punkt 3	Punkt 4
EPANET	0,047 mg/L	0,046 mg/L	0,018 mg/L	0,036 mg/L
AQUIS	0,048 mg/L	0,047 mg/L	0,017 mg/L	0,036 mg/L

For å sammenligne fritt klor som EPANET og AQUIS beregner mot egne målinger, plottes døgnvariasjonen fra modellene sammen med egne målinger. I Figur 5-5 er konsentrasjonsvariasjonen av fritt klor over et døgn, for hvert prøvepunkt plottet. De markerte punktene er snittet av egne målinger som angitt i Tabell 5-1. Fargekoden indikerer hvilket punkt målingen tilhører, hvor punkter med lik farge angir samme prøvepunkt. Verdier er tatt ut fra da konsentrasjonen av fritt klor har stabilisert seg i hele nettet (fra time 48-72), slik det vil være i virkeligheten.



Figur 5-5: Variasjon av fritt klor for hvert prøvepunkt over et døgn beregnet i EPANET og AQUIS. Egne målinger med tidspunkt for når de er tatt er med for å sammenligne programmene sine resultater mot egne målinger.

6 Diskusjon

6.1 Den hydrauliske kalibreringen

Utfordring med den hydrauliske kalibreringen var å få det totale vannforbruket til å stemme med vannforbruk for mindre soner. Dette skyldes at forbrukskurvene gjelder for alle knutepunktene, noe som ikke er tilfelle i virkeligheten. Ettersom vannforbruket vil variere fra sone til sone, vil nøyaktigheten kunne økes ved å tilpasse forbrukskurvene til hver enkelt sone. I denne oppgaven ble det fokusert på å få riktig vannmengde sørover mot Ås, ettersom prøvepunktene er tilknyttet hovedledningen i sør. Ifølge vannmengdedata fra vannverket, var vannmengdene sørover noe høyere enn i grunnmodellen. Forbrukskurvene ble da justert opp slik at vannmengden sørover i modellen passet. Ved å bruke denne metoden vil det totale vannforbruket bli for høyt, men så lenge vannmengdene sørover stemmer, vil modellen være hydraulisk kalibrert for det området hvor vannkvalitet undersøkes.

6.2 Klormålinger

Måling ved vannverk

Målingene ved vannverket ga en god indikator på hvor reaktivt rentvannet er ovenfor klor som doseres. Resultatene viste et tydelig klorforbruk, hvor det var et initialt klorforbruk frem til ca. 30 min. Deretter stabiliserte klorforbruket seg. Dette indikerer at det initiale klorforbruket de første 30 min. kan skyldes nedbrytningen av de lett nedbrytbare stoffene. Nedbrytning av de tyngre oksiderbare stoffene kan skje utover i ledningsnett, dersom oppholdstiden i rentvannsbassenget er 30 min. K_b ble beregnet til $-12,36$ 1/døgn, som er en veldig høy verdi sammenlignet med tidligere undersøkelser hvor K_b ofte ligger rundt $-0,5$ 1/døgn (Hua et al. 1999; Rossman et al. 1994). K_b gir helningen på kurven etter det initiale klorforbruket (etter 30 min.) (de blå punktene i Figur 5-2). Ettersom K_b er såpass høy, vil klor i modellen fort brytes ned.

Tester i laboratoriet vil ikke kunne gjenskape virkelige verdier, men vil gi en indikasjon som er god nok for bruken i dette tilfelle. Det er flere feilkilder som kan bidra til unøyaktighet i målingene. I hovedsak vil unøyaktigheten skyldes usikkerheten i utstyret, unøyaktighet under prøvetakinger, og mulig avgassing av klor til luften. Usikkerheten i selve utstyret kan komme av en litt høy og grov deteksjonsgrense på $0,01-2,00$ mg/L, og presisjonen på $1,00 \pm 0,05$

mg/L Cl₂ (95% konfidensintervall) som utstyret har. Unøyaktighet under prøvetakingene kan skyldes av manglende erfaring med arbeid i laboratorium. Avgassing av klor vil kunne skje dersom det er en luftlomme i flasken, noe det ofte er i en flaske som ikke er helt full. Prøvene på 10 mL ble tatt ut av prøveflasken på 1 L for hver måling. Det vil si at luften øverst i flasken ble sluppet ut mellom hver prøvetagning, samt at luftlommen ble større for hver gang. Det vil dermed være grunn til å tro at noe av klorforbruket vil skyldes avgassing. Hvor mye klorforbruk som skyldes avgassing var ikke mulig å kartlegge. For å undersøke dette, kan en prøve med og uten luft sammenlignes ved en ny analyse.

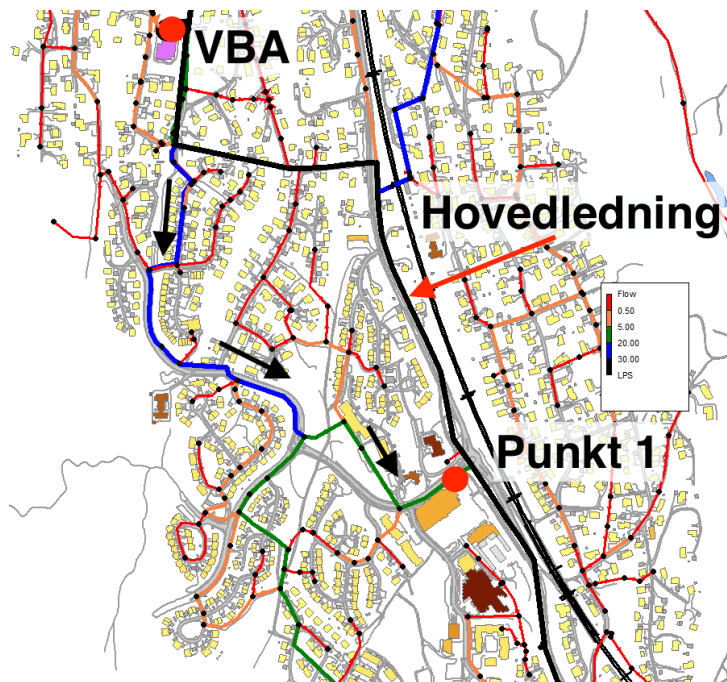
Vanlig måleprosedyre som er brukt i litteraturen for å finne K_b , er å se på en langtidsnedbrytning av klor. Typisk for slike undersøkelser er å se på vann med høyere klorkonsentrasjon/dosering enn hva Oppegård vannverk opererer med, og tidsserier over flere døgn. Da vil kurven bli flatere og K_b lavere. Sammenlignet med denne metoden, vil verdien funnet ved egne målinger beregnet ut fra korttidsklornedbrytning, ikke være representativ for langtidsnedbrytning av klor. Resultatene fra egne målinger kan heller være verdifulle for driftspersonell ved vannverket, hvor klordosering og oppholdstid i rentvannsbassengene er interessante.

Måling på ledningsnett

Målte konsentrasjoner av fritt klor på ledningsnett varierte fra 0,02–0,06 mg/L. Dette var høyere enn først antatt. Dette kommer av sammenligning med lignende undersøkelser fra utlandet, og at alderen i dette tilfellet var relativt høy, samt klordoseringen var lav. I lignende utenlandske undersøkelser er det vanlig med en klordose på 0,5-2,5 mg/L (Hua et al. 1999; Powell et al. 2000; Shihab et al. 2009; Zhang et al. 1992).

Konsentrasjon av fritt klor for punkt 2 ble målt noe høyere enn for punkt 1. Teoretisk sett burde det vært omvendt, ettersom vannet i punkt 2 er eldre enn i punkt 1 ifølge EPANET og AQUIS (Tabell 5-3). Det vil si at vannet vil kunne reagere lengre med stoffer i vannet og med rørveggen som gir et forbruk av klor. Dette kan skyldes at det i virkeligheten er et annet strømningsbilde enn hva modellene regner, eller at rørene har et høyere klorforbruk i øvreiggende område. Klorforbruket kan også være noe høyere på grunn av dimensjonen er mindre der (~250 mm), enn i hovedledningen sørover (400 mm). Fra teorien vil mindre rør gi større overflate som vannet kan reagere med, dermed større andel av det klorerte vannet som

kan reagere med rørveggen og forbrukes. Punkt 1 får vann fra øvreliggende område som vist i Figur 6-1, og ikke fra hovedledningen.



Figur 6-1: Veien vannet tar fra VBA til punkt 1. Veien er angitt med sorte piler.

Målinger på ledningsnettets ble målt med samme utstyr og fremgangsmåte som for målingene ved vannverket. Usikkerheter knyttet til selve utstyret vil dermed være det samme som for målinger ved vannverket. De fire prøvepunkter følger i stor grad samme trasé, hvor alderen på vannet varierer fra punkt til punkt. Selv om tanken bak valg av prøvepunkter er god, vil det ikke si at disse punktene er representative for resten av kommunen. En mer omfattende undersøkelse, med enda flere prøvepunkter, vil kunne kartlegge konsentrasjonen av fritt klor over større områder. Modellen vil da få flere verdier å sammenlignes mot.

Målingene på ledningsnettets gir en indikasjon på hvor mye fritt klor som var igjen i det øyeblikket prøvene ble tatt, men gir for eksempel ingen variasjon over et døgn. Ved å sammenligne resultater fra modellene med klormålinger som tas med jevne mellomrom, kan døgnvariasjonen kartlegges. En online-måler på ledningsnettets som måler fritt klor kontinuerlig vil være optimalt for en slik sammenligning. Dette ble blant annet gjort i en undersøkelse av (Nuno Dias et al. 2010), som ga en god kalibrering av modellen som ble brukt. Dette vil midlertidig avhenge av hvor nøyaktig monitorering av vannkvalitet på ledningsnettets ønskes.

Det er grunn til å tro at vannkvaliteten som ble målt i midten av april er representative for variasjon i vannkvalitet over året. Dette kommer av liten variasjon i målingene utført av Eurofins i slutten av januar og mai 2015. Relevante verdier fra målingene, som vil ha en innvirkning på forbruket av fritt klor i ledningsnett, er gitt i (Tabell 3-3 a) og b))

6.3 Kalibrering av vannkvalitet

Siden K_b ikke ble funnet ved vannanalysen, ble den bestemt ved prøving og feiling. Flere verdier av K_b ble testet, og den verdien som ga gode nok resultatene i modellen i forhold til egne målinger på ledningsnett ble brukt. Etter prøving og feiling i programmene, ble det benyttet en $K_b = -1,15$ 1/døgn i EPANET og $K_b = -0,96$ 1/døgn i AQUIS. Sammenlignet med hva (Hua et al. 1999) fant ut (K_b fra 0,24-0,96 1/døgn) er denne verdien noe høy, men rimelig å anta.

For å bestemme K_w var metoden ved å bruke Lign. 9 først vurdert. Metoden gikk ut på å først finne K_b ved analyse av rentvannet, for så å bruke egne målinger som mål på total nedbrytning av restkloret. K_w kunne da regnes ut ved Lign. 9. Etersom målingene på ledningsnett ikke ga noen døgnvariasjon, og det kun ble sett på fire prøvepunkter i en del av kommunen, var målingene lite representative for den totale nedbrytningen av fritt klor. Da ble metoden som er beskrevet under *4 Metode* heller valgt. Denne metoden går ut på å finne K_b ved analyse av rentvannet, kjøre modellen, for så å justere K_w i etterkant slik at resultatet stemmer godt nok overens med egne målinger. Siden K_b ikke ble funnet ved vannanalysen, men bestemt ved prøving og feiling, var det liten grunn til å bruke denne metoden heller. Metoden som ble bruk var å kun variere K_b , slik at modellen ga gode nok resultater i forhold til egne målinger. En mulighet er å variere K_b og K_w , men ettersom forholdet mellom de ikke er kjent er dette meningsløst. Det er ofte vanlig å kombinere K_b og K_w til en felles K . En forenkling av dette ble gjort i denne undersøkelsen, ettersom kun K_b er justert slik at resultatene stemmer overens. Denne metoden vil ikke nødvendigvis gi en riktig K_b for det vannet som simuleres. Det vil kun gi en riktig K_b -verdi for programmet som regner, når resultatene sammenlignes mot egne målinger. Siden det kun er sett på K_b , vil forbruket teoretisk sett kun være avhengig av temperatur, organisk materiale i vannet og klorkonsentrasjon ut fra vannverket. I virkeligheten vil det som sagt være flere faktorer som vil spille en rolle for nedbrytningen av klor i ledningsnett. Om K_w hadde vært med, ville det

vært rimelig å si at K_b ville vært noe mindre, som trolig er mer innenfor hva (Hua et al. 1999) kom frem til.

6.4 Vannkvalitetssimuleringen

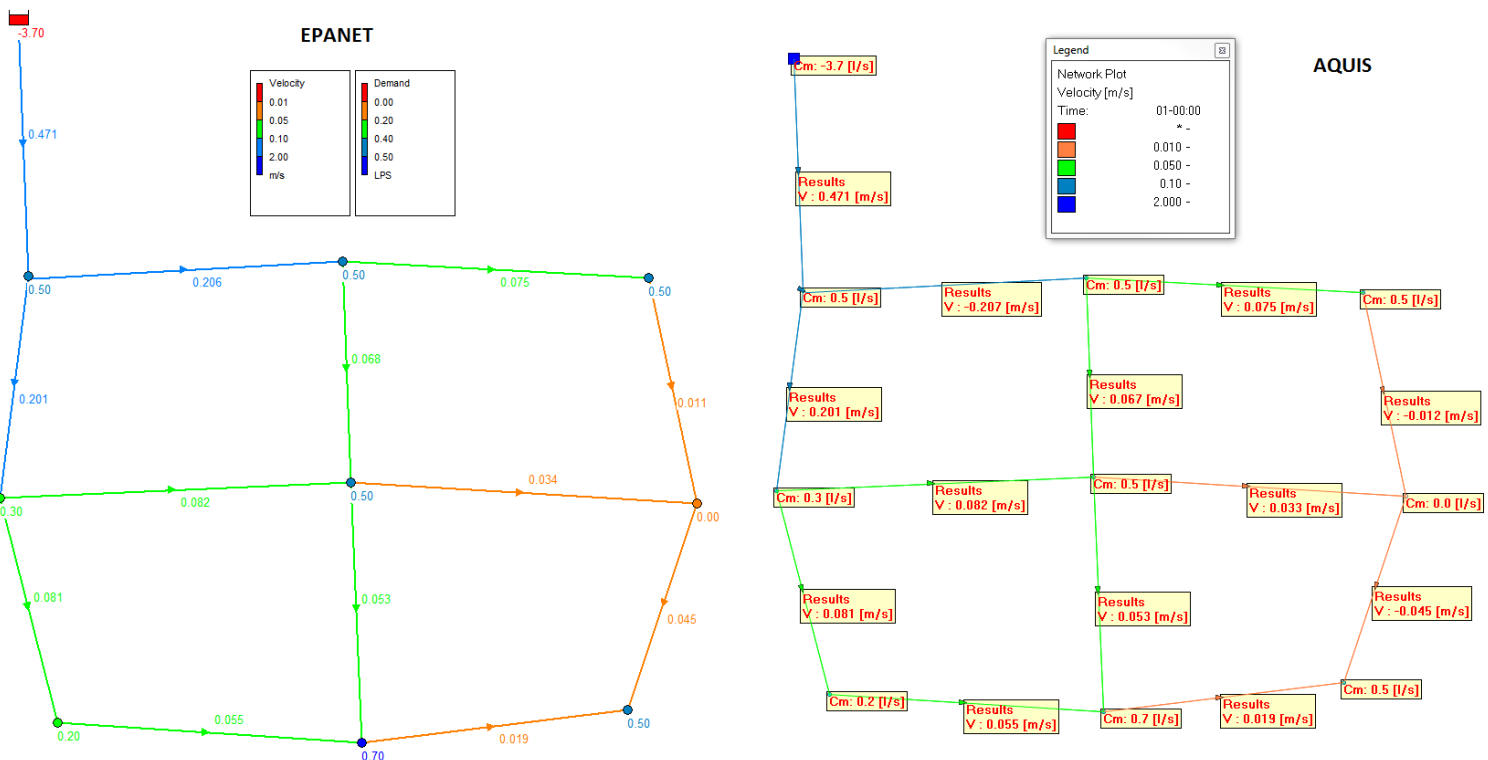
Kontrollberegninger bekrefter at programmene bruker samme ligning (Lign. 8) for å beregne forbruket av klor. Etersom klorkonsentrasjon som doseres ut på nettet fra kilden er konstant i begge programmer, vil det si at det kun er alder som skiller de resulterende klorkonsentrasjonene. Siden programmene regner ulikt på alder, vil det gi ulike klorkonsentrasjoner, som igjen vil gi en annerledes K_b når denne estimeres ved prøving og feiling.

Ved å sette inn en egen global K_b i modellene, beregnet begge programmene relativt like verdier av fritt klor for de fire prøvepunktene som er undersøkt (Figur 5-5). Som diskutert ovenfor, vil konsentrasjonen av fritt klor som beregnes, være avhengig av alderen modellene regner. Alder avhenger igjen av de hydrauliske forholdene, og hvordan programmene simulerer hydraulikk.

Variasjonen i alder over døgnet viser seg å være ganske lik for begge programmene. Det er ikke mulig å avgjøre hvilken av programmene som regner alder best, ettersom det ikke er gjort måling av alder i felt som resultatene kan sammenlignes mot.

Variasjonen i klorkonsentrasjon EPANET beregner for punkt 3, og variasjon i alderen for samme punkt stemmer ikke overens (se Figur 5-3 og Figur 5-5). Ut fra Lign. 8 vil klorkonsentrasjonen være stabil, ettersom alderen er stabil. Dette er ikke tilfellet i simuleringene. Konsentrasjonen avtar fra tid 0-9, gjør et hopp opp fra tid 9-10, for deretter å avta fra tid 10-24 med samme hastighet som for tidligere på dagen. Fra resultatene er det ingen sammenheng mellom vannforbruket, alder på vannet og konsentrasjon av fritt klor som beregnes. Ut fra teorien og resultatene gir ikke dette resultatet mening. I og med at dette er i en endeledning, er det undersøkt flere andre endeledninger. Tilfellet viser seg å gjenta seg i andre endeledninger. Ut fra det teorigrunnlaget som er beskrevet, gir ikke svarene mening, og gir heller ingen forklaring på hvorfor EPANET regner slikt. For å få svar på dette bør videre arbeid rundt EPANET sin måte å regne konsentrasjon av en substans i endeledninger gjøres.

Siden programmene regner alder forskjellig i en komplisert modell som Oppgårdmodellen, vil det være interessant å se om programmene regner likt i en mer simpel modell. For å teste dette, ble det laget et simpel hydraulisk modell, hvor alder på vannet skulle beregnes. Nøyaktig samme modell er brukt for begge programmene. En oversikt over hvordan modellen ser ut er gitt i Figur 6-2. I Figur 6-2 er vannhastighet i rørene og vannforbruk i knutepunktene angitt. Utover dette ligger vannkilden 70 m over resten av ledningsnettets som ligger på høyde = 0 m. Alle ledninger har en diameter = 100 mm, lengde = 100 m og en ruhet = 1 mm. Samme forbrukskurve er brukt for alle knutepunktene. Forbrukskurven er helt flat med en faktor = 1, dvs. et konstant vannforbruk uten variasjon over døgnet. Resultatene viser at begge programmene regner samme alder i hele ledningsnettets, når tidssteg på ett minutt er bruk for hydraulikk og vannkvalitet. Dette beviser at programmene regner alder likt i en simpel modell, men forskjellig i en mer komplisert modell.



Figur 6-2: Simpel modell i EPANET og AQUIS, hvor vannforbruk og vannhastighet er plottet

I Figur 6-2 viser det at vannhastigheten vil variere med noen få tusendeler på noen ledningsstrek. Dersom programmene regner relativt likt i en slik modell, kan en differanse allerede ses. Denne modellen viser også at selv om forbruket er helt likt, vil programmene fortsatt regne noe ulikt. Det kan dermed sies at forbruksdifferansen mellom

Oppegårdmodellene i (~4 l/s) vil være av liten betydning. Denne differansen indikerer at ettersom kompleksiteten til modellen øker, øker også differansen i resultatene til programmene. Programmene regner forskjellig ved å gjøre egne tilnærminger og antagelser. En egenskap AQUIS har, er at programmet introduserer nye tidssteg dersom de operative forholdene krever dette. Et eksempel er når vannkilden sitt nivå endres mer enn verdien som er spesifisert innen systemet sitt definerte tidssteg. Da vil AQUIS lage egne tidssteg for å ta høyde for endringer i strømningsforholdene i systemet. Det ble ikke funnet ut om EPANET gjør noe tilsvarende. Siden det ikke er gjort kontrollmålinger, vil det være vanskelig å si hvilket program som regner mest riktig. Det er midlertidig grunn til å tro at AQUIS regner mer nøyaktig ettersom programmet lager flere tidssteg enn angitt, som gir en høyere nøyaktighet.

7 Konklusjon

Hydrauliske modeller kan være et godt verktøy for å modellere vannkvalitet. Utfordringen ligger hovedsakelig i å kalibrere modellen hydraulisk og bestemme reaksjonskoeffisientene for ledningsnettets som skal undersøkes.

Målingene ved Oppegård vannverk ga ingen gode inputverdier for reaksjonskoeffisienten for vannmassen (K_b). Målemetoden så på korttidsnedbrytningen av klor, som ga en høy K_b sammenlignet med lignende undersøkelser. Dette viser at korttidsnedbrytning av klor, ikke vil være representativt for langtidsnedbrytning av klor som modellene trenger. Målingene på Oppegård sitt ledningsnett viste hvor mye fritt klor som fortsatt befant seg på ledningsnettets i måletidspunktet.

EPANET og AQUIS regner forskjellig alder på vannet i Oppegårdmodellen. Ved å sammenligne en simpel modell med Oppegårdmodellen, viser det seg at differansen mellom hva programmene regner øker med kompleksiteten til modellene. Variasjonen EPANET beregner for alder og konsentrasjon av fritt klor i endeledninger, stemmer ikke overens med teorien eller hva AQUIS beregner. Det er midlertidig grunn til å tro at AQUIS regner mer nøyaktig enn EPANET, ettersom AQUIS lager flere tidssteg enn det som er angitt i programmet. Dette gir en høyere nøyaktighet. Det ble ikke funnet ut om EPANET gjør noe tilsvarende.

Konsentrasjonen av fritt klor EPANET og AQUIS beregner, samsvarer med målingene på forskjellige punkter i ledningsnettets dersom K_b i hvert program bestemmes ved prøving og feiling. Denne metoden kan ikke benyttes til å sammenligne programmene direkte. For å sammenligne programmene direkte, bør modellen først være kalibrert hydraulisk, og en felles K_b bør bestemmes ved å se på langtidsnedbrytningen av klor. Programmene sine resultater bør dermed sammenlignes med flere målinger av fritt klor på ledningsnettets.

8 Videre arbeid

Det er gjort flere funn i oppgaven som kan bidra til at modellen blir mer riktig kalibrert.

Hovedfunnene som bør undersøkes nærmere er som følger:

- Bestemme K_b ved å se på langtidsnedbrytning av klor. Variasjon i klordose, og analyse over flere dager.
- Undersøke reaksjon mellom klor og rørveggen. Finne en K_w faktor som kan gjelde for en type rør med en gitt tilstand. Et eksempel kan være å undersøke spylte rør av et gitt materiale og tilstand, slik at funnene kanskje kan brukes som en veiledende verdi for K_w .
- Kalibrere modellen med tanke på hydraulikk og vannkvalitet ved å bruke online-målere på nettet som måler vannføring, og/eller konsentrasjon av fritt klor kontinuerlig.

Ettersom alderen og konsentrasjonen av fritt klor EPANET beregner i endeledninger ikke stemmer overens, bør det undersøkes hvordan EPANET regner i et slikt tilfelle. Et undersøkelsesområde i denne sammenhengen kan være hvordan vannmengdene fordeles i endeledninger hvor forbruket er lavt med større variasjoner.

Referanser

- 7-Technologies. (2012). Aquis User Guide.
- American Water Works, A. (2005). *Computer modeling of water distribution systems*. Denver, CO: American Water Works Association.
- COWI. (2015). Hovedplan vannforsyning, avløp og vannmiljø 2015-2021. *Hovedplan for Oppegård kommune, utarbeidet av COWI*.
- Engan, J. A. (2015). Forelesning 03.09.2015 ved NMBU: Modellering av vannforsyningsnett.
- Folkehelseinstituttet. (1998). *Korrosjon i ledningsnett*. Tilgjengelig fra: <http://www.fhi.no/artikler/?id=98412> (lest 03 mars).
- Folkehelseinstituttet. (2003). *Desinfeksjon av drikkevann med klor*. Tilgjengelig fra: http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=239&trg=List_6212&Main_6157=6263:0:25,5901&MainContent_6263=6464:0:25,5908&List_6212=6218:0:25,5911:1:0:0::0:0 (lest 31 jan).
- Folkehelseinstituttet. (2007). Utbrudd av diaré sykdom i Røros kommune, mai 2007. [Rapport].
- Frateur, I., Deslouis, C., Kiene, L., Levi, Y. & Tribollet, B. (1999). Free chlorine consumption induced by cast iron corrosion in drinking water distribution systems. *Water Research*, 33 (8): 1781-1790.
- Hallam, N. B., West, J. R., Forster, C. F., Powell, J. C. & Spencer, I. (2002). The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Research*, 36 (14): 3479-3488.
- Helse- og omsorgsdepartementet. (1978). *Utfyllende forskrift om krav til drikkevannsanlegg på anlegg for produksjon m.v. av undersjøiske petroleumsforekomster, med retningslinjer for desinfeksjon. (Forskrift om drikkevann på produksjonsanlegg)*. Tilgjengelig fra: www.lovdata.no (lest 31 jan).
- Helse- og omsorgsdepartementet. (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*. Tilgjengelig fra: www.lovdata.no (lest 26 jan).
- Hem, L. J. (2003). Biostabilitet i drikkevannsledninger. *Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S*, Rapport nr: 03-032, Prosjekt nr: O-00090.
- Hem, L. J. (2015). Forelesning 18.11.2015 ved NMBU: Water quality changes during distribution.
- Hua, F., West, J. R., Barker, R. A. & Forster, C. F. (1999). Modelling of chlorine decay in municipal water supplies. *Water Research*, 33 (12): 2735-2746.
- Imran, S. A., Dietz, J. D., Mutoti, G., Taylor, J. S., Randall, A. A. & Cooper, C. (2005). Red water release in drinking water distribution systems. *Journal (American Water Works Association)*, 97 (9): 93-100.
- Kaplan, J. B. (2010). Biofilm Dispersal: Mechanisms, Clinical Implications, and Potential Therapeutic Uses. *Journal of Dental Research*, 89 (3): 205-218.

- Lenntech BV. *Disinfectants Chlorine*. Tilgjengelig fra: <http://www.lenntech.com/processes/disinfection/chemical/disinfectants-chlorine.htm> (lest 31 jan).
- Lund, V. & Ormerod, K. (1995). The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems. *Water Research*, 29 (4): 1013-1021.
- Mattilsynet. (2011). *Veiledning til Drikkevannsforskriften* Tilgjengelig fra: http://www.mattilsynet.no/om_mattilsynet/gjeldende_regelverk/veiledere/veileder_til_drikkevannsforskriften.1334/binary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften (lest 19 feb).
- Ndiongue, S., Huck, P. M. & Slawson, R. M. (2005). Effects of temperature and biodegradable organic matter on control of biofilms by free chlorine in a model drinking water distribution system. *Water Research*, 39 (6): 953-964.
- Newbold, J. R. (2009). *Comparison and simulation of a water distribution network in EPANET and a new generic graph trace analysis based model*: Virginia Polytechnic Institute and State University.
- NIVA. (2014). *Overvåkning av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2014 -med vekt på viktige resultater fra 2014*.
- Norsk Vann. (2010). VA/Miljø-blad nr. 30 Valg av rørmateriell.
- Nuno Dias, A. D., Laura Monteiro, J. M., Sérgio T. Coelho, & Francisco Serranito, M. J. B. (2010). Case Study 2: Report on LNEC / EPAL joint activity: test and optimization of the integrated water quality model. *TECHNEAU*.
- Oppegård kommune. (2015). *Fakta*. Tilgjengelig fra: <https://www.oppegard.kommune.no/om-oppegard/fakta> (lest 22 Jan).
- Powell, J. C., Hallam, N. B., West, J. R., Forster, C. F. & Simms, J. (2000). Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Research*, 34 (1): 117-126.
- Rossman, L. A., Clark, R. M. & Grayman, W. M. (1994). Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *Journal of environmental engineering*, 120 (4): 803-820.
- Rossman, L. A. (2000). *EPANET 2: users manual*.
- Røstum, J. & Eikebrokk, B. (2009). *Risk assessment case study–Bergen*, b. 4: Citeseer.
- Sarin, P., Snoeyink, V. L., Bebee, J., Jim, K. K., Beckett, M. A., Kriven, W. M. & Clement, J. A. (2004). Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: effect of dissolved oxygen. *Water Research*, 38 (5): 1259-1269.
- Schachter, B. (2003). Slimy business—the biotechnology of biofilms. *Nature biotechnology*, 21 (4): 361-365.
- Shihab, M. S., Alhyaly, A. I. & Mohammad, M. H. (2009). Simulation of Chlorine concentrations in Mosul University's Distribution Network using EPANET program. *J Al-Rafidain Eng*, 17 (6): 28-41.
- SSB. (2016). *Folkemengde og befolkningsendringar, 2. kvartal 2015*. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/236791/folkemengde-og-kvartalsvise-befolkningsendringar.heile-landet-fylke-og-kommunar> (lest 22 Jan).

- Tønjum, T. (2015). *Mikroorganisme*: Store medisinske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://sml.snø.no/mikroorganisme> (lest 27 jan).
- Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Boulos, P. F. & Clark, R. M. (1997). Kinetics of chlorine decay. *J. J. Vasconcelos, L. A. Rossman, W. M. Grayman, P. F. Buolos, and R. M. Clark, J. of the American Water Works Association*, 89: 54-65.
- Walski, T. M. & Draus, S. J. (1995). An Evaluation of Water Quality at Fort Monmouth, New Jersey, Using the EPANET Model: DTIC Document.
- World Health Organisation. (2011). Guidelines for drinking-water quality, fourth edition.
- World Health Organization. (2004). *Guidelines for drinking-water quality: recommendations*, b. 1: World Health Organization.
- Zhang, G. R., Kiene, L., Wable, O., Chan, U. S. & Duguet, J. P. (1992). Modelling of chlorine residual in the water distribution network of Macao. *Environmental Technology*, 13 (10): 937-946.
- Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2009). R170 - Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. *Norsk vann*.
- Ødegaard, H. (2012). *Vann- og avløpsteknikk* 1. utg. Hamar: Norsk vann.

Vedlegg A

Vannanalyse for fritt klor av rentvann ved Oppegård vannverk

Utført av: Henrik Arntsen

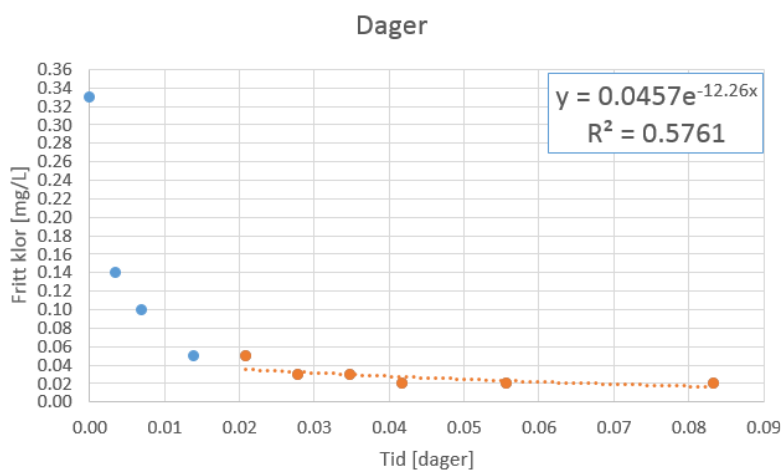
Dato: 12.04.16

Utstyr: *Pocket Colorimeter II* fra HACH (fotometrisk metode)

Opplysninger:

- Temperatur start: 4,0 °C
- Temperatur kjøleskap: 5,0 °C
- Fritt klor etter 30 min fra online måler: 0,029 mg/L
- Klordose, $C_{dose} = 0,33$ mg/L

Prøve nr.	Tid [min]	Tid [time]	Tid [dag]	Konsentrasjon [mg/L]	Kommentar
0	0	0	0	0,33	Klordose, C_{dose}
1	5	0,083	0,003	0,14	
2	10	0,167	0,007	0,10	
3	20	0,333	0,014	0,05	
4	30	0,500	0,021	0,05	
5	40	0,667	0,028	0,03	
6	50	0,833	0,035	0,03	
7	60	1,000	0,042	0,02	
8	80	1,333	0,056	0,02	
9	120	2,000	0,083	0,02	



Vedlegg B

Vannanalyse for fritt klor på Oppegård kommune sitt ledningsnett

Utført av: Henrik Arntsen

Dato: 14.04.16 15.04.16 18.04.16

Utstyr: *Pocket Colorimeter II* fra HACH (fotometrisk metode)

Opplysninger:

- Temperatur start: 4,0 °C
- Klordose, $C_{\text{dose}} = 0,33 \text{ mg/L}$

		Meny Greverud	Greverud Skole	Slåbråten barnehage	Sætreskogen barnehage	Oppegård vannverk(ut)	Vannverk Online
Dag 1 14.04.16	1.1	0,05 mg/L	0,05 mg/L	0,03 mg/L	0,03 mg/L	0,05 mg/L	0,023 mg/L
	1.2	0,04 mg/L	0,06 mg/L	0,02 mg/L	0,02 mg/L		
	Kl.	10:45	11:05	11:25	11:45	12:30	
Dag 2 15.04.16	2.1	0,06 mg/L	0,06 mg/L	0,02 mg/L	0,03 mg/L	0,07 mg/L	0,027 mg/L
	2.2	0,05 mg/L	0,06 mg/L	0,02 mg/L	0,02 mg/L		
	Kl.	10:30	10:50	11:20	11:40	12:00	
Dag 3 18.04.16	3.1	0,03 mg/L	0,05 mg/L	0,03 mg/L	0,03 mg/L	0,08 mg/L	0,037 mg/L
	3.2	0,04 mg/L	0,05 mg/L	0,02 mg/L	0,03 mg/L		
	Kl.	10:35	10:50	11:10	11:20	11:45	11:45

Vedlegg C

Resultater fra EPANET og AQUIS. Vannets alder og konsentrasjon av fritt klor over et døgn for punkt 1 til punkt 4.

Tid [timer]	Alder i EPANET (punkt 1-4)				Alder i AQUIS (punkt 1-4)				Fritt klor i EPANET (Punkt 1-4)				Fritt klor i AQUIS (Punkt 1-4)			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0	1.15	1.64	22.02	5.93	1.13	1.40	27.60	7.87	0.047	0.046	0.023	0.038	0.048	0.048	0.017	0.037
1	1.17	1.57	21.50	6.17	1.17	1.43	27.47	8.05	0.047	0.047	0.022	0.037	0.048	0.047	0.017	0.036
2	1.18	1.57	21.03	6.40	1.17	1.45	27.33	8.27	0.047	0.047	0.021	0.037	0.048	0.047	0.018	0.036
3	1.18	1.57	20.64	6.66	1.27	1.53	27.18	8.52	0.047	0.047	0.020	0.037	0.048	0.047	0.018	0.036
4	1.20	1.61	20.85	6.66	1.27	1.57	26.98	8.70	0.047	0.046	0.019	0.036	0.048	0.047	0.018	0.036
5	1.24	1.68	21.71	6.83	1.27	1.57	26.77	8.82	0.047	0.046	0.018	0.036	0.048	0.047	0.018	0.035
6	1.24	1.68	20.10	6.94	1.25	1.55	26.55	8.87	0.047	0.046	0.017	0.036	0.048	0.047	0.018	0.035
7	1.22	1.70	20.19	6.94	1.28	1.57	26.80	9.02	0.047	0.046	0.016	0.036	0.048	0.047	0.018	0.035
8	1.22	1.76	20.23	7.11	1.18	1.52	26.90	8.60	0.047	0.046	0.015	0.036	0.048	0.047	0.018	0.036
9	1.22	1.78	20.35	7.35	1.07	1.38	27.02	8.23	0.047	0.046	0.015	0.036	0.048	0.048	0.018	0.036
10	1.19	1.74	20.16	7.20	1.07	1.33	27.13	7.92	0.047	0.046	0.026	0.036	0.048	0.048	0.018	0.037
11	1.17	1.64	19.82	7.08	1.08	1.33	27.03	7.60	0.047	0.046	0.025	0.036	0.048	0.048	0.018	0.037
12	1.16	1.61	19.67	6.63	1.10	1.37	27.02	7.52	0.047	0.046	0.024	0.036	0.048	0.048	0.018	0.037
13	1.16	1.61	19.63	6.45	1.12	1.38	27.02	7.57	0.047	0.046	0.022	0.037	0.048	0.048	0.018	0.037
14	1.11	1.49	19.78	6.53	1.12	1.38	27.02	7.62	0.048	0.047	0.021	0.037	0.048	0.048	0.018	0.037
15	1.13	1.52	20.21	6.87	1.13	1.40	27.28	7.83	0.048	0.047	0.020	0.036	0.048	0.047	0.018	0.037
16	1.13	1.53	20.77	7.23	1.13	1.42	27.53	8.02	0.047	0.047	0.019	0.036	0.048	0.047	0.018	0.036
17	1.13	1.53	21.37	6.99	1.13	1.42	27.80	8.22	0.047	0.047	0.019	0.036	0.048	0.047	0.017	0.036
18	1.13	1.53	21.97	6.60	1.13	1.42	28.08	8.40	0.047	0.047	0.018	0.036	0.048	0.047	0.017	0.036
19	1.15	1.53	22.19	6.50	1.15	1.42	28.35	8.58	0.047	0.047	0.017	0.037	0.048	0.047	0.017	0.036
20	1.13	1.51	22.51	6.55	1.12	1.40	28.37	8.52	0.047	0.047	0.016	0.037	0.048	0.048	0.017	0.036
21	1.11	1.46	22.50	6.44	1.10	1.38	28.23	8.32	0.048	0.047	0.015	0.037	0.048	0.048	0.017	0.036
22	1.11	1.50	22.34	6.12	1.12	1.38	28.10	8.13	0.048	0.047	0.015	0.038	0.048	0.048	0.017	0.036
23	1.10	1.53	22.07	5.84	1.12	1.38	27.88	7.93	0.048	0.047	0.014	0.038	0.048	0.048	0.017	0.037
24	1.15	1.64	21.87	5.93	1.13	1.40	27.70	7.87	0.047	0.046	0.013	0.038	0.048	0.048	0.017	0.037



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway