

# Utvikling av surrogatmodell for regnbed og vurdering av lønnsomhet ved å avskjære overvann fra felles avløpssystem

Av Kim H. Paus og Haris Kazinic

Kim H. Paus (Ph.D) er førsteamanuensis ved NMBU.

Haris Kazinic (M.Sc.) er sivilingeniør i Kongsberg Maritime.

## Summary

*Development of a surrogate model for bioretention cells and profitability assessment of intercepting stormwater from combined sewers.* Bioretention cells are a nature-based storm water measure which intercept stormwater from entering the drainage and sewage system via infiltration and evaporation. Using symbolic regression and a genetic algorithm, a simple model has been developed that describes the relationship between design variables (cell size, infiltration parameters, catchment area, etc.) and hydrological performance over time (expressed as the volumetric runoff coefficient). The model is a surrogate model that reproduces the results you would obtain by simulating a bioretention cell in SWMM over 53 years of climate data for Oslo ( $R^2 > 0.9$ ). Finally, the model has been used together with empirical data and Monte Carlo simulations to investigate the extent to which it is profitable for society to establish bioretention cells to intercept stormwater from entering the combined sewer systems. Although there is great uncertainty associated with the savings of intercepting stormwater, it is considered profitable to establish bioretention cells, as long as infiltrated water does not cause inconvenience or find its way into the sewage system downstream.

## Sammendrag

Regnbed er et naturbasert overvannstiltak, som gjennom infiltrasjon og fordampning bidrar til å avskjære overvann fra avløpssystemet. Ved bruk av symbolsk regresjon og en genetisk algoritme, er det utviklet en enkel modell som beskriver sammenhengen mellom designvariabler (størrelse på regnbed, infiltrasjonsparametere, nedbørfelt, etc.) og regnbedets hydrologiske ytelse over tid (uttrykt som volumetrisk avrenningskoeffisient) i små urbane nedbørfelt. Modellen er en surrogatmodell, som med god overenstemmelse ( $R^2 > 0.9$ ) gjengir de resultater en vil oppnå ved å simulere et regnbed i SWMM over 53 år med klimadata for Oslo. Modellen er anvendt sammen med erfaringstall og Monte Carlo simuleringer, for å undersøke hvorvidt det er lønnsomt for samfunnet å etablere regnbed lokalt for å avskjære overvann fra AF-systemet. Selv om det er knyttet stor usikkerhet til besparelsen ved å fjerne overvann, vurderes det som lønnsomt å etablere regnbed, så lenge infiltrert vann ikke medfører ulempe eller finner veien inn i avløpssystemet nedstrøms.

## Innledning

Tre-trinnsstrategien har i dag blitt en vanlig tilnærming for å håndtere overvann i urbane områder. Mens formålet med trinn 2 og 3 i

tre-trinnsstrategien omfatter å redusere skader som følge av ekstremnedbør, defineres formålene med trinn 1 typisk som å tilbakeholde forurensning, utnytte vannet som ressurs til rekreasjon, energi, gjenvinning eller rekreasjon, og/eller etterlikne en naturlig vannbalanse. Eksempelvis vil naturbaserte overvannstiltak som regnbed og andre infiltrasjonsbaserte anlegg tilrettelegge for at infiltrasjon og fordampning vil bidra til å avskjære nedbør fra avløpssystemet. En nyttig størrelse for å vurdere hvordan et tiltak yter ift. å avskjære avrenning, er å betrakte den volumetriske avrenningskoeffisienten ( $\varphi_v$ ). Med  $\varphi_v$  menes her andelen avrenningsvolum som videreføres fra regnbedet ift. det avrenningsvolum som føres inn til regnbedet i en bestemt periode. En verdi ned mot 0 vil da tilsa at tiltaket avskjærer det meste av avrenningen, mens en verdi opp mot 1 tilsier at lite eller ingenting avskjæres.

Ved hydrologisk overvåking av regnbed, er det vanlig å rapportere andel avrenning som avskjæres. Eksempelvis oppsummerte Liu m.fl. (2014) resultater fra 23 regnbed i USA. De viste at  $\varphi_v$ -verdier varierte fra var 0 til ca. 0,5. I Norge har vi også målt tilsvarende verdier for regnbed (Paus m.fl., 2015). Mens  $\varphi_v$ -verdiene er nyttige for å evaluere etablerte regnbed, har verdiene liten overførbarhet ved design av nye anlegg. Dette skyldes at den forventede  $\varphi_v$ -verdien vil være avhengig av lokale karakteristikker ved regnbed, klima, nedbørfelt, grunnforhold og andre variabler som varierer betydelig i tid og rom. For å vurdere design opp mot forventede ytelse, må det derfor normalt etableres en hydrologisk modell som simulerer avrenning over lange tidsserier med nedbør og temperatur. En mye benyttet modell til å beskrive hydrologisk ytelse for regnbed, er i denne sammenheng SWMM (*Stormwater Management Model*) (Lucas, 2008, McCutcheon og Wride, 2013, Gülbaz og Kazezyilmaz-Alhan, 2017). Bruk av SWMM til å designe tiltak for en naturlig vannbalanse, krever imidlertid verdier for minst 24 inngangsvariabler relatert til nedbørfeltet, tiltaket og grunnforhold. Om modellen skal benyttes til å beskrive årlig forventet  $\varphi_v$ -verdi, må

også lengden på tidsseriene for nedbør og temperatur være flere år. Antallet variabler og varigheten på tidsserien medfører at SWMM-optimalisering av design blir svært ressurskrevende.

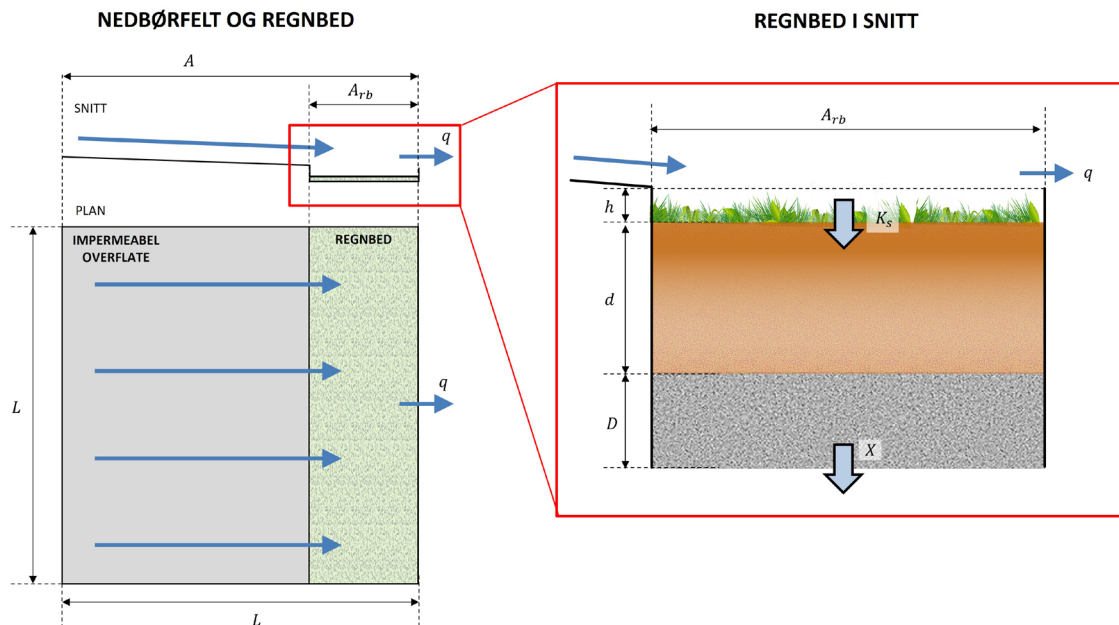
En tilnærming som har blitt benyttet for å effektivisere optimaliseringsoppgaver i ressurskrevende og komplekse modeller, er utvikling av såkalte surrogatmodeller. Slike surrogatmodeller har blant annet blitt benyttet til å beskrive flomsoner (Zanchetta og Coulibaly, 2022), urbane flommer (Bermúdez m.fl., 2018) og urbane overvannssystemer (Thrysoe m.fl., 2019). Med en surrogatmodell, forstås her en mindre ressurskrevende modell som gir responser i tilstrekkelig god overenstemmelse med de resultater en får fra en mer kompleks og ressurskrevende mormodell. En av flere tilnærminger til utvikling av slike surrogatmodeller, er å bruke symbolsk regresjon. Ved symbolsk regresjon (SR) utforskes matematiske funksjoner for å finne et enkelt uttrykk med egenskap til å gi en tilstrekkelig approksimasjon av responser. For å effektivt utforske funksjoner, benyttes ofte SR i kombinasjon med genetiske algoritmer (Augusto og Barbosa, 2000).

Formålet med denne artikkelen, er å utforske mulighetene ved utvikling og anvendelse av surrogatmodeller for regnbed i SWMM. Symbolsk regresjon via genetisk algoritme er benyttet for å utvikle matematiske uttrykk, med sikte på å gi  $\varphi_v$ -verdier i tråd med det SWMM gir når tiltak simuleres over lange, historiske tidsserier med nedbør og temperatur. Avslutningsvis er surrogatmodellen anvendt for å vurdere hvorvidt det er lønnsomt å etablere regnbed lokalt, når en samtidig betrakter besparelsene vi må forvente ved å avskjære overvann fra avløpssystemet. Artikkelen er basert på en masteroppgave skrevet ved NMBU (Kazinic, 2022).

## Metode

### Beskrivelse av situasjon i SWMM

I SWMM ble det konstruert et 100 % impermeabelt og kvadratisk nedbørfelt med avrenning mot regnbed som illustrert i Figur 1. Et impermeabelt nedbørfelt ble valgt for å redusere



Figur 1. Beskrivelse i SWMM av nedbørfelt med regnbед i snitt (øverst til venstre) og plan (nederst til venstre), samt detaljer ved regnbед i snitt (høyre) med utvalgte inngangsverdier (se tekst for beskrivelse).

Tabell 1: Observasjoner for nedbør og temperatur benyttet i SWMM.

| Lokalitet | Stasjon   | Periode (år)     |
|-----------|---|------------------|
| Oslo      | OSLO – BLINDERN PLU (SN18701) for nedbør og temperatur                      | 1968 – 2021 (53) |
| Bergen    | SANDSLI (SN50480) for nedbør og FLORIDA (SN50540) for temperatur            | 1982 – 2021 (37) |
| Trondheim | TRONDHEIM – RISVOLLAN (SN68230) for nedbør og VOLL (SN68860) for temperatur | 1987 – 2021 (36) |

antall inngangsvariabler. Dette er en typisk situasjon i urbane områder med en betydelig andel tak og asfalt. Tiltaket ble beskrevet ved å bruke SWMMs LID-modul for *Bio-Retention Cell* uten dressystem. For å beskrive infiltrasjonsforløpet gjennom tiltaksoverflaten og fordampning, ble henholdsvis den modifiserte versjonen av Green-Ampt og Hargreaves metode benyttet.

Som inngangsverdier for klimadata, ble det benyttet observasjoner fra Oslo, Bergen og Trondheim (Tabell 1). Nedbørsverdier med tidsoppløsning på 1 minutt ble lastet ned via *Frost* (Meteorologisk institutt, 2022) ved å benytte et Python-skript (Øydvin og Dalevold, 2023). Minimum og maksimum døgn temperaturer ble lastet ned via Klimaservicesenteret.no. Alle

simuleringer i SWMM ble gjennomførte med et beregningssteg på 1 minutt og routing-steg på 30 sekunder. Etter hver fullført simulering, ble verdier for alle inngangsvariabler og tilhørende beregnet  $\phi_v$ -verdi for hele simuleringstiden sammenstilt.

### Sensitivitetsanalyse

Tabell 2 oppsummerer 17 inngangsvariabler som er nødvendige for å simulere situasjonen illustrert i Figur 1. Utover variabler som areal nedbørfelt og areal regnbед, er verdi-intervallene basert på målinger ved norske regnbед (Lunde, 2020) og/eller typiske benyttede verdier i SWMM (Rossman, 2015, Dickinson, 2019). Det ble utført en lokal sensitivitetsanalyse, for å bestemme hvilke variabler som skulle benyttes

Tabell 2. Oversikt over variabler i SWMM som ble tillatt å variere i lokal sensitivitsanalyse.  $VAR_{REF}$  angir referanseverdien som ble benyttet ved variasjon av andre variabler.

| Variabel                                  | Symbol        | Enhet       | $VAR_{REF}$ | Intervall     |
|---|---------------|-------------|-------------|---------------|
| Nedbørfelt: Areal (inkl. tiltak)          | $A$           | ha          | 1           | 0,01 - 18     |
| Nedbørfelt: Bredder                       | $W$           | M           | 99          | 9 - 250       |
| Nedbørfelt: Midlere helning               | $S_0$         | %           | 1           | 0,1 - 6,0     |
| Nedbørfelt: Mannings $n$                  | $n$           | $s/m^{1/3}$ | 0,01        | 0,001 - 0,360 |
| Nedbørfelt: Areal-andel tiltak            | $f$           | %           | 1           | 0 - 100       |
| Regnbed: Maksimal vannstand på overflaten | $h$           | mm          | 200         | 0 - 400       |
| Regnbed: Volumfraksjon vegetasjon         | $V_{veg}$     | -           | 0,1         | 0,0 - 0,3     |
| Regnbed: Jorddybde                        | $d$           | mm          | 500         | 50 - 1200     |
| Regnbed: Porøsitet jord                   | $\phi_j$      | -           | 0,525       | 0,450 - 0,600 |
| Regnbed: Feltpkapasitet i jord            | $\theta_{FK}$ | -           | 0,20        | 0,15 - 0,25   |
| Regnbed: Visnepunkt i jord                | $\theta_{VG}$ | -           | 0,10        | 0,05 - 0,15   |
| Regnbed: Mettet hydraulisk konduktivitet  | $K_s$         | mm/t        | 200         | 10 - 500      |
| Regnbed: Kapillærsug jord                 | $\psi$        | mm          | 50          | 10 - 150      |
| Regnbed: Konduktivitets-helning           | $S_{K_s}$     | %           | 10          | 1 - 100       |
| Regnbed: Dybde drensag                    | $D$           | mm          | 500         | 150 - 900     |
| Regnbed: Porøsitet drensag                | $\phi_d$      | -           | 0,525       | 0,450 - 0,600 |
| Regnbed: Perkolasjonsrate                 | $X$           | mm/t        | 3           | 0 - 10        |

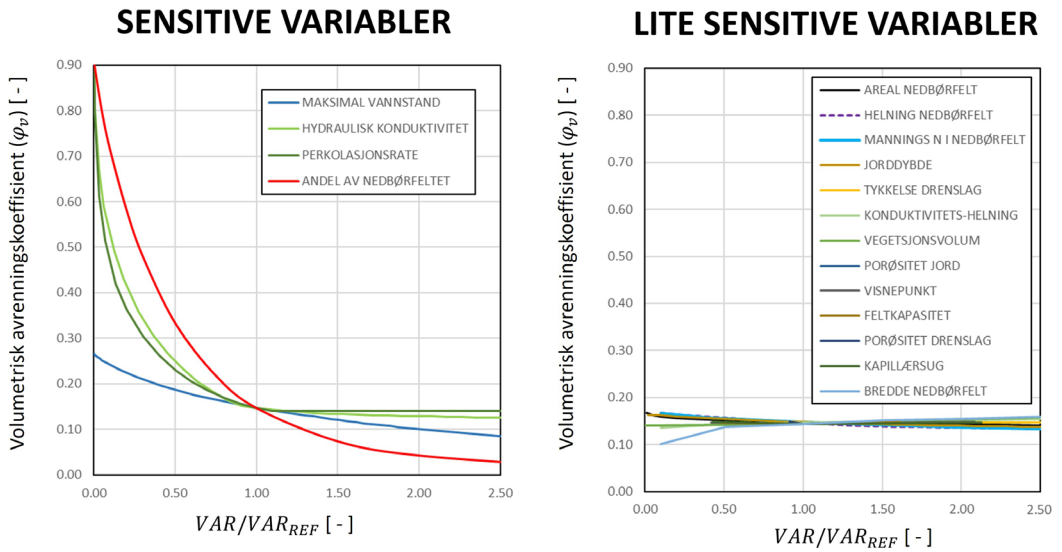
til utvikling av surrogatmodellen. Analysen ble gjennomført ved å variere en enkelt variabel separat og måle utslaget på  $\varphi_v$ -verdien beregnet i SWMM (klimadata fra Blindern). Ved variasjon av en variabel, ble de øvrige variablene fiksert (referanseverdier  $VAR_{REF}$ ; Tabell 2). En begrensning ved en lokal sensitivitsanalyse, er at den ikke er egnet til å fange opp mulige interaksjoner mellom variabler (f.eks. at en variabel blir sensitiv når en annen variabel er over eller under en bestemt verdi). En lokal sensitivitsanalyse ble imidlertid benyttet som følge av det høye antallet variabler.

Resultatet fra sensitivitsanalysene er fremstilt i Figur 2. Det viser at de fleste variabler ikke påvirker  $\varphi_v$ -verdien nevneverdig når variablene

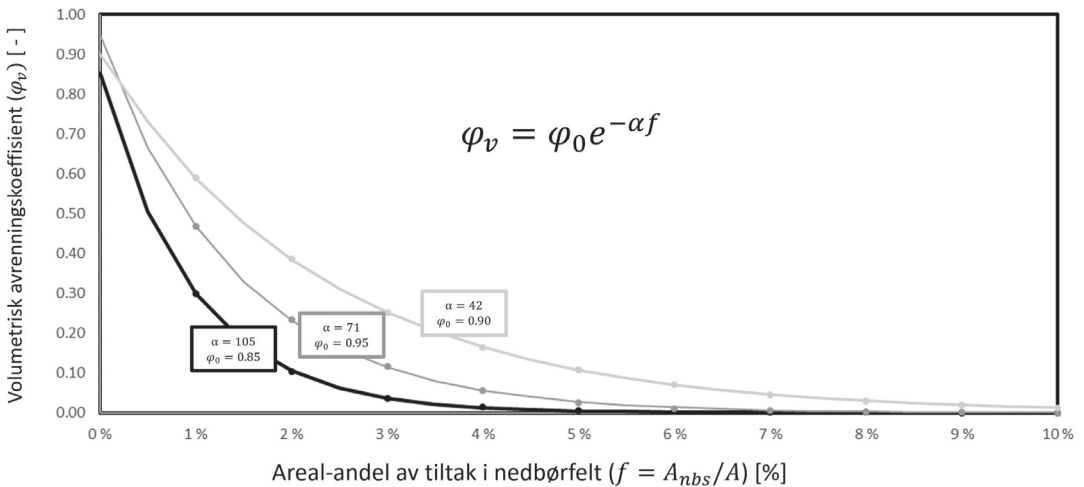
endres mellom nær 0 og opp til 2,5 ganger referanseverdien. Videre er det fire variabler som har svært høy sensitivitet innenfor de valgte intervallene. To av variablene (andel av nedbørfeltet med tiltak og maksimal vannstand på overflaten av tiltaket) er direkte uttrykk for tiltakets kapasitet til holde på vann. De to andre variablene relaterer seg til hvor raskt vannet kan infiltreres ned gjennom tiltaksoverflaten (mettet hydraulisk konduktivitet  $K_s$ ) og videreføres til stedlige masser (perkolasjonsrate  $X$ ).

### Sammenheng mellom $f$ og $\varphi_v$

Ettersom andelen av tiltaket ift. nedbørfeltet ( $f=A_{nbs}/A$ ) er den mest sensitive variabelen ved beregning av  $\varphi_v$ -verdier (Figur 2), ble det forsøkt



Figur 2. Resultater fra lokal sensitivetsanalyse inndelt i variabler som er sensitive og lite sensitive for volumetrisk avrenningskoeffisient beregnet i SWMM ved simulering av 53 år med nedbør- og temperaturverdier for Blindern.



Figur 3: Beskrivelse av volum-avrenningskoeffisienten ( $\varphi_v$ ) beregnet i SWMM ved å bruke et negativt eksponentielt forløp.

å finne en likning som kunne uttrykke  $\varphi_v$  som en funksjon av  $f$ . Motivasjonen for dette var å gjøre den videre utviklingen av surrogatmodellen mer målrettet og mindre ressurskrevende. Ved å fikser øvrige variabler og kun variere  $f$  ble det funnet at  $\varphi_v$ -verdier i stor grad fulgte et negativt eksponentielt forløp som kan beskrives med likning (1):

$$\varphi_v = \varphi_0 \cdot e^{-\alpha \cdot f} \tag{1}$$

Der  $f$  er regnbedets arealandel i nedbørfelt [- ], og  $\varphi_0$  og  $\alpha$  er positive koeffisienter som må tilpasses slik at likningen gir verdier i overensstemmelse med  $\varphi_v$ -verdier beregnet i SWMM [- ]. Figur 3 illustrerer tre sett med simulering der likning (1) er tilpasset  $\varphi_v$ -verdier gjennom

ikke-lineær GRG (*Generalized Reduced Gradient*). I alle tilfeller ble det beregnet en regresjonskoeffisient ( $R^2$ ) på over 0,99. Det ble antatt at likning (1) er en tilstrekkelig god approksimasjon til  $\varphi_v$ -verdier beregnet i SWMM.

Likning (1) gir rom for enkelte tolkninger. Jo høyere verdien på  $\alpha$  er, jo lavere er  $\varphi_v$ -verdien. Videre tilsier likning (1) at i en situasjon uten regnbed i nedbørfeltet ( $f = 0$ ), representerer  $\varphi_v$ -verdien et impermeabelt nedbørfelt. Dette stemmer godt med at  $\varphi_0$ -verdiene som er funnet ved tilpasning typisk ligger like under 1 (0,85 – 0,95 i Figur 3). Tolkningen av  $\varphi_0$  betyr at alle øvrige inngangsvariabler er innbakte i  $\alpha$ -koeffisienten i likning (1). Dermed begrenses utviklingen av en surrogatmodell til å kun finne en funksjon som beregner  $\alpha$ -koeffisienter som funksjon av de øvrige inngangsvariablene.

### Eksperimentelt design

For å skaffe et datasett med  $\alpha$ -verdier som surrogatmodeller kunne trenes og testes mot, ble SWMM-modellen som beskrevet i Figur 1 simulert gjentatte ganger. I simuleringene ble det benyttet 25 faste verdier for  $f$  (fra 1 til 100 %). Slik bidro hver 25. simulering til én enkelt  $\alpha$ -verdi. Inngangsvariablene i SWMM utgjorde de tre mest sensitive variablene (maksimal vannstand, konduktivitet og perkolasjonsrate), i tillegg til tre mindre sensitive variabler (jorddybde, porøsitet og tykkelse på drenslag). Sistnevnte variabler ble inkluderte for å kunne avdekke eventuelle interaksjoner som ikke ble funnet i den lokale sensitivitetsanalysen. Ved valg av verdier for hver variabel, ble det videre benyttet 10 mulige nivåer innenfor intervallene angitt i Tabell 2. Med 6 variabler og 10 nivåer per variabel, tilsier dette et behov for  $10^6$   $\alpha$ -verdier (og dermed  $25 \cdot 10^6$  SWMM-simuleringer for hver lokalitet). For å redusere antallet simuleringer til noe som er praktisk gjennomførbart, ble det benyttet et eksperimentelt design av type *Latin Hypercube Sampling* (LHS). Prinsippet ved LHS, er at inngangsverdier velges på en slik måte at flest deler av utvalgsrommet ivaretas. For å generere en matrise med LHS-regime, ble Design-skjemaet utviklet av Husslage m.fl.

(2011) benyttet. Det reduserte antallet  $\alpha$ -verdier til 200 (det vil si 5000 SWMM-simuleringer).

### Symbolsk regresjon via genetisk algoritme

Symbolsk regresjon (SR) via genetisk algoritme (GA) ble benyttet for å utvikle en surrogatmodell for som funksjon av variablene. Prinsippet med SR likner en tradisjonell regresjonsanalyse, men vil i tillegg utforske og identifisere matematiske uttrykk som er best tilpasset dataene. SR via GA starter med en populasjon bestående av matematiske uttrykk (heretter omtalt som individer), der både operatører og variabler som inngår er tilfeldig valgte. For hvert individ beregnes gjennomsnittlig absolutt prognosefeil (*mean absolute error*) mellom  $\alpha$ -verdier, beregnet av individet og simulert i SWMM. Individene som har lavest avvik (best tilpasset dataene), tillates nå å formere seg og danne nye avkom. Formeringen foregår ved at tilfeldig valgte deluttrykk i et individ overføres til andre individer og/eller erstatter deluttrykk i disse. I tillegg vil deluttrykk hos individer ha en viss sannsynlighet for å gjennomgå tilfeldige mutasjoner (det vil si utskifting av enkelte variabler og/eller operatører). Formeringen fortsetter helt til det nye antallet individer er det samme som antallet i den originale populasjonen. Den nye populasjonen definerer den andre generasjonen i utviklingen. Forventningen er at jo flere generasjoner som simuleres, jo mer presise blir individene.

SR via GA ble utført i Python (Rossum, 1995) sammen med følgende pakker: Gplearn (Stephens, 2022), Numpy (Harris m.fl., 2020), Math (Rossum, 2020) og Pandas (The Pandas Development Team, 2020). De 200  $\alpha$ -verdiene ble tilfeldig delt inn i to like store subsett til henholdsvis trening og testing. Utvalgsrommet for operatører var addisjon, subtraksjon, multiplikasjon, divisjon, kvadratro, minimum, maksimum og logaritme. Videre ble det valgt en populasjonsstørrelse på 500 000 individer og 15 generasjoner.



## Resultater og diskusjon

### Modell for $\alpha$ -verdi

Etter å ha utført symbolsk regresjon via genetisk algoritme, ble det funnet flere likninger. Tabell 3 oppsummerer de tre med best tilpasning til  $\alpha$ -verdier simulert i SWMM for hver lokalitet. Likningene er ikke baserte på en fysisk beskrivelse av tiltak. En skal derfor være varsom med å tolke resultater i en slik retning. Samtidig fremgår det at likningene er svært avhengige av perkolasjonsraten  $X$ . I et tilfelle der  $X$  nærmer seg 0 mm/t, vil dette lede til en minimal  $\alpha$ -verdi (og dermed høy  $\varphi_v$ -verdi). I et slikt tilfelle vil  $\alpha$ -verdien være mindre avhengig av både den maksimale vannstanden ( $h$ ) og eventuell konduktivitet gjennom overflaten ( $K_s$ ). En slik uavhengighet er tilsvarende det en kan forvente i virkeligheten for et tiltak der fordampning utgjør avløpet. Betydningen av  $X$  for hydrologisk ytelse i regnbed, er også tidligere blitt understreket av f.eks. Liu m.fl. (2014). Samtidig er det forhold ved likningene som åpenbart ikke gir en troverdig beskrivelse. Eksempelvis vil en kunne få relativt høye  $\alpha$ -verdier for Bergen og Trondheim, selv med minimal infiltrasjon av vann gjennom overflaten.

### Evaluering av surrogatmodell for volumetrisk avrenningskoeffisient

Ved å kombinere likning (1) og likning (2), oppnås følgende uttrykk for  $\varphi_v$ -verdi (for Oslo):

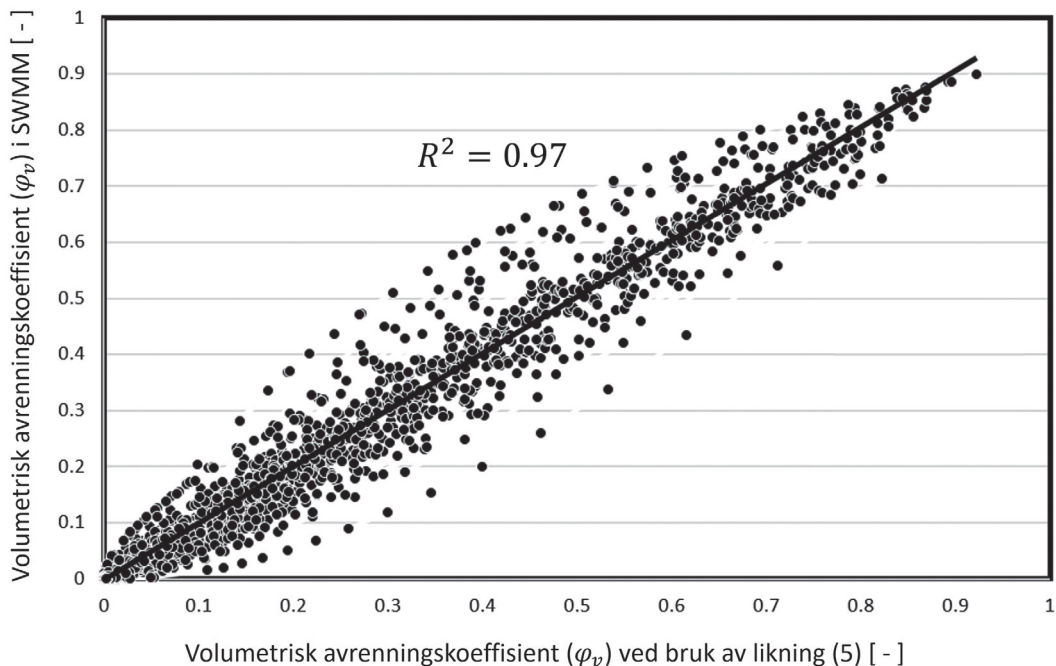
$$\varphi_v = \varphi_0 \cdot e^{-f \cdot \left[ 0,94 \cdot X^{\frac{1}{2}} \cdot \left( h + K_s^{\frac{3}{4}} \right)^{\frac{1}{2}} + 2 \right]} \quad (5)$$

Tabell 3. Likninger for  $\alpha$ -verdier med høyest regresjonskoeffisient for Oslo, Bergen og Trondheim.  $X$  er perkolasjonsrate [mm/t],  $h$  er maksimal vannstand på overflaten [mm] og  $K_s$  er tiltakets mettede, hydrauliske konduktivitet [mm/t].

| Lokalitet | $R^2$ | Likning  |
|-----------|-------|--|
| Oslo      | 0,94  | $\alpha = 0,94 \cdot X^{\frac{1}{2}} \cdot \left( h + K_s^{\frac{3}{4}} \right)^{\frac{1}{2}} + 2$ (2) |
| Bergen    | 0,94  | $\alpha = 0,85 \cdot [\log h \cdot \log(0,86 \cdot X)]^{\frac{1}{2}} + 1,77$ (3)                       |
| Trondheim | 0,93  | $\alpha = 0,93 \cdot \left( X \cdot h + \frac{X^2}{0,114} \right)^{\frac{1}{2}} + 2,83$ (4)            |

Videre viser Figur 4 sammenhengen mellom  $\varphi_v$ -verdier oppnådd ved å bruke likning (5) og ved simulering i SWMM med 53 år med nedbør og temperatur. Mens konsentrasjonen av punktene følger et 1:1 forhold, er det punkter i periferiene som tydelig over- eller underestimerer  $\varphi_v$ -verdier. Felles for de nederste punktene (der likning (5) overestimerer  $\varphi_v$ -verdier), er at både  $h$  og  $X$  er lave, samtidig som  $K_s$  er høy. Dette leder til en for lav  $\alpha$ -verdi, og dermed en overestimering av  $\varphi_v$ -verdi, sammenliknet med det som ble beregnet i SWMM. Tilsvarende utgjør de øverste punktene datapunkter der  $h$  og  $X$  er høye, samtidig som  $K_s$  er lav. Figur 4 viser også at spredningen av punktene er klart størst for  $\varphi_v$ -verdier mellom 0,1 og 0,9. Med andre ord vil usikkerheten ved bruk av likning (5) øke med både økende forskjell mellom  $K_s$  og  $X$ , samt være størst når den beregnede  $\varphi_v$ -verdi er i intervallet fra 0,1 til 0,9.

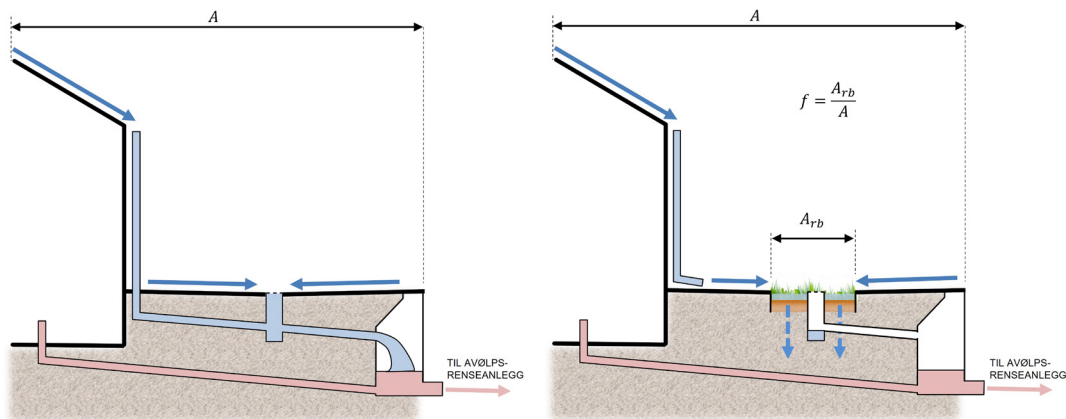
Som et forsøk på å validere likning (5) mot observasjoner, er det sammenliknet med  $\varphi_v$ -verdier målt for to overvåkede regnbed i Oslo (L34B og NB21), dokumentert av Paus m.fl. (2015). Ved å bruke likning (5) sammen med variabelverdier for L34B ( $f = 0,16$ ,  $X = K_s$ , 450 mm/t,  $h = 65$  mm) og NB21 ( $f = 0,08$ ,  $X = K_s = 159$  mm/t,  $h = 200$  mm), kan det gjennom likning (5) beregnes  $\varphi_v$ -verdier på 0,00 for begge regnbed. Resultatet sammenfaller godt med det som ble målt over perioder på 2 og 3 år (0,02 for L34B og 0,00 NB21). Det bemerkes at sammenlikningen er svært begrenset, da måleperioden for regnbedene kun utgjør en liten andel av perioden likning (5) er utviklet for.



Figur 4. Sammenheng mellom volumetrisk avrenningskoeffisient ved bruk av likning (5) og volumetrisk avrenningskoeffisient ved simulering i SWMM med 53 år med nedbør og temperatur.

SITUASJON UTEN NATURBASERT TILTAK

SITUASJON MED NATURBASERT TILTAK



Figur 5. Situasjon uten og med regnbed på eiendom der overvann føres til felles avløpssystem.

**Vurdering av lønnsomhet ved å etablere regnbed lokalt**

En anvendelse av likning (5) er å vurdere hvorvidt det er lønnsomt å etablere regnbed på eiendommer som har tilknytning til felles avløpssystem. Figur 5 illustrerer situasjonene uten og med regnbed. I situasjonen med regnbed føres

overvann først via regnbed. Kun i tilfeller der regnbedets kapasitet er overskredet, vil overvann føres til felles avløpssystem (f.eks. via hevet kuppelrist eller tilsvarende løsning). Prinsippet forutsetter at de lokale løsmassene er frie for forurensning, har tilstrekkelig hydraulisk kapasitet og at infiltrert vann ikke gir skader på



bygninger/infrastruktur og/eller finner veien inn til avløpssystemet.

Vurdering av lønnsomhet er utført ved å summere kostnader ved etablering av lokalt regnbed og den besparelse regnbedet forventes å gi ved å avskjære overvann fra AF-systemet. Den årlige kostnaden som følge av tilførsel av overvann til AF-systemet for en enkelt eiendom kan uttrykkes som:

$$K_{ov} = \varphi_v \cdot A \cdot P \cdot k \quad (6)$$

Der  $K_{ov}$  er årlig kostnad [NOK/år],  $\varphi_v$  er eiendommens volumetriske avrenningskoeffisient [ - ],  $A$  er eiendommens areal [ $m^2$ ],  $P$  er midlere årsnedbør [ $m/år$ ] og  $k$  er marginalkostnaden ved å føre overvann til AF-systemet [NOK/ $m^3$ ]. Marginalkostnaden inkluderer kostnader som følge av nødvendig drift og vedlikehold av avløpssystemet, transport via pumper, nødvendig oppgradering og fornyelse, overløpsdrift, kjelleroversvømmelser og andre skader, samt renskostnader ved rensanlegg.

Forutsatt at  $k$  har konstant realverdi, kan nåverdien av kostnaden over en periode på  $n$  år bestemmes ved å multiplisere likning (6) med nåverdifaktoren ( $R$ ):

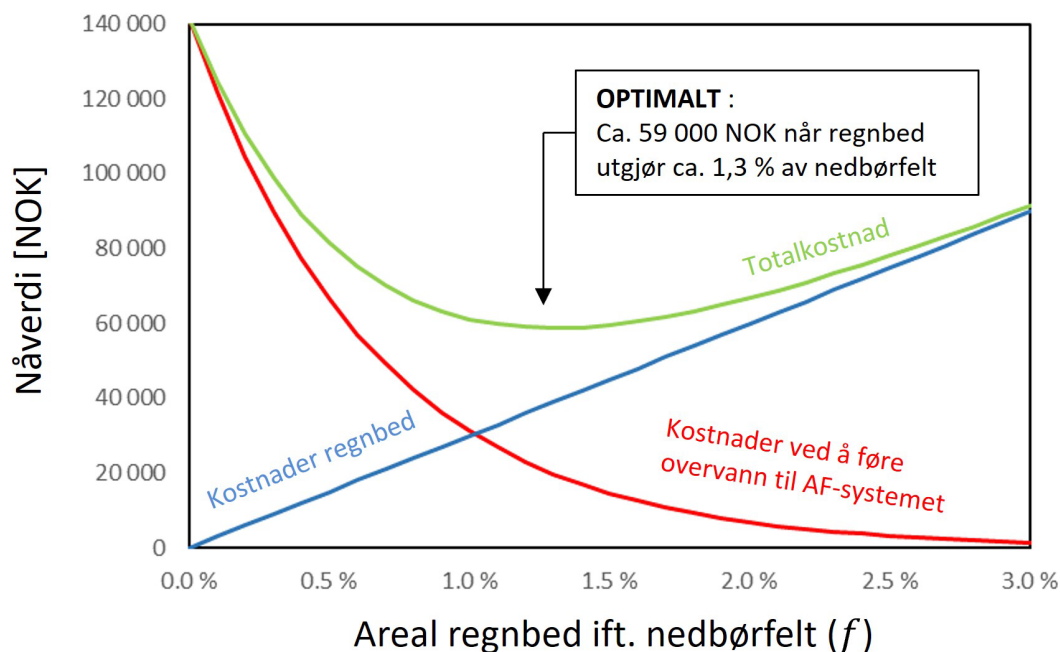
$$R = \frac{(1+r)^n - 1}{r \cdot (1+r)^n} \quad (7)$$

Der  $n$  angir diskonteringsperioden [år] og  $r$  diskonteringsrenten [ - ].

I tillegg til kostnader ved å føre overvann til AF-system, påløper det kostnader som følge av regnbed på eiendommen. Et uttrykk for nåverdien for regnbed over en periode  $n$  er:

$$K_{rb} = A_{rb} \cdot (I_e + I_d \cdot R) \quad (8)$$

Der  $K_{rb}$  er totalkostnad for lokalt tiltak [NOK],  $A_{rb}$  er overflateareal til regnbed [ $m^2$ ],  $I_e$  er enhetskostnad for etablering [NOK/ $m^2$ ],  $I_d$  er årlige enhetskostnader for drift og vedlikehold [NOK/(år· $m^2$ )] og  $R$  er nåverdifaktoren. I likning (8) er det antatt en lineær sammenheng mellom regnbedareal og kostnader. Det er



Figur 6. Fordeling av kostnader som funksjon av areal regnbed ift. nedbørfelt ( $f$ ). Forutsetninger er  $A = 1\,000\,m^2$ ,  $\varphi_0 = 0,95$ ,  $I_e = 2\,500\,NOK/m^2$ ,  $I_d = 25\,NOK/(m^2 \cdot \text{år})$ ,  $k = 10\,NOK/m^3$ ,  $n = 40$  år,  $r = 4\%$ ,  $P = 0,755\,m$ ,  $\varphi_0 = 0,95$ ,  $K_s = 200\,mm/t$ ,  $X = 100\,mm/t$  og  $h = 200\,mm$ .

dermed ikke inkludert noen form for reduksjon i enhetskostnad som følge av økende tiltaksareal. Ved å kombinere likning (5) til (8), får man følgende uttrykk for totalkostnaden:

$$K = \varphi_0 \cdot e^{-\alpha f} \cdot A \cdot P \cdot k \cdot R + A \cdot f \cdot (I_e + I_d \cdot R) \tag{9}$$

Første og andre ledd i likning (9) beskriver kostnader som følge av henholdsvis overvann tilført AF-systemet og lokalt regnbed. Regnbedets areal ift. nedbørfeltet ( $f$ ) er en variabel i begge ledd, og en økende  $f$ -verdi vil redusere første ledd og øke siste ledd. Det betyr at det finnes en optimal  $f$ -verdi som gir den laveste totale kostnaden og dermed høyest lønnsomhet. Figur 6 illustrerer et eksempel på hvordan

likning (9) kan benyttes til å bestemme  $f$ -verdien med høyest lønnsomhet. I det spesifikke eksempelet, med de verdier som er valgt (se figurtekst), fremgår det at det mest lønnsomme er å etablere et tiltak som utgjør ca. 1,3 % av tomtens reduserte areal. I løpet av 40 år vil nåverdikostnadene for tiltaket og tilførsel av overvann til AF-systemet være henholdsvis ca. 20 000 og 39 000 NOK, noe som gir en total-kostnad på 59 000 NOK. Til sammenlikning vil totalkostnaden være 142 000 NOK i en situasjon uten tiltak.

Mer generelt kan optimal verdi for tiltaksareal ift. nedbørfeltareal ( $f_{opt}$ ) uttrykkes ved å derivere likning (9) mht.  $f$ , sette uttrykket lik 0 og løse for  $f$ :

Tabell 4. Beskrivelse og verdier av variabler benyttet i Monte Carlo simuleringer. Alle kostnader er i 2022-kroner.

| Beskrivelse  | Antakelser   |
|--|--|
| <p><b>Mettet hydraulisk konduktivitet (<math>K_s</math>)</b><br/>                     Det er tatt utgangspunkt i verdier rapportert for 34 regnbed av Lunde (2020). Ved ekskludering av et datapunkt (verdi på 0 mm/t), antyder kurvetilpasning lognormal-fordeling (<math>p &gt; 0,15</math> ved Kolmogorov-Smirnov test).</p>  | Fordeling: Lognormal<br>Median: 344 mm/t<br>Standardavvik: 484 mm/t  |
| <p><b>Maksimal vannstand (<math>h</math>)</b><br/>                     Basert på verdier rapportert for 24 regnbed av Lunde (2020). Dataene har liten variasjon og ingen tydelig fordeling. Det er antatt en normalfordeling (<math>p = 0,018</math> ved Kolmogorov-Smirnov test). I simuleringene er det lagt til en begrensning, slik at verdier ikke kan være 0 mm.</p>   | Fordeling: Normal<br>Gjennomsnitt: 202 mm<br>Standardavvik: 72 mm/t  |
| <p><b>Midlere årsnedbør (<math>P</math>)</b><br/>                     Basert på midlere årsnedbør perioden 1971-2000 for Blindern (Norsk Klimaservicesenter, 2021).</p>  | Konstant: 0,755 m  |
| <p><b>Volumetrisk avrenningskoeffisient for impermeable overflater (<math>\varphi_v</math>)</b><br/>                     Gjennomsnitt av koeffisienter funnet ved regresjon av likning (1)</p>   | Konstant: 0,95   |
| <p><b>Investeringskostnad (<math>I_e</math>)</b><br/>                     Basert på verdier rapportert for 9 regnbed av Hernes (2018) og Paus og Egeberg (2020). Ved ekskludering av et datapunkt (regnbed med spesielt store tilleggskostnader), antyder kurvetilpasning lognormal-fordeling (<math>p &gt; 0,15</math> ved Kolmogorov-Smirnov test). Det er antatt at levetiden for tiltak overgår diskonteringsperioden.</p> | Fordeling: Lognormal<br>Median: 2 459 NOK/m <sup>2</sup><br>Standardavvik: 1 133 NOK/m <sup>2</sup>  |
| <p><b>Kostnader for drift og vedlikehold (<math>I_d</math>)</b><br/>                     Basert på rapportert verdi i Magnussen m.fl. (2015) og Paus og Egeberg (2020).</p>  | Fordeling: Uniform<br>Gjennomsnitt: 25 kr/(m <sup>2</sup> ·år)<br>Minimum: 0 kr/(m <sup>2</sup> ·år)<br>Maksimum: 50 kr/(m <sup>2</sup> ·år) |
| <p><b>Diskonteringsperiode (<math>n</math>)</b><br/>                     Det er benyttet en konstant verdi på 80 år.</p>   | Konstant: 80 år  |
| <p><b>Diskonteringsrente (<math>r</math>)</b><br/>                     Basert på anbefalt verdi NOU (2012) etter 75 år.</p>  | Fordeling: Uniform<br>Gjennomsnitt: 2,0 %<br>Minimum: 0,5 %<br>Maksimum: 3,5 %   |

$$f_{opt} = \frac{1}{\alpha} \ln \left[ \frac{\alpha \cdot \varphi_0 \cdot P \cdot k}{\frac{I_e}{R} + I_d} \right] \quad (10)$$

For at det i det hele tatt skal være lønnsomt å etablere tiltak, må  $f_{opt}$  være større enn 0. Kriterium for  $\alpha$ -verdi som gir  $f_{opt} > 0$  kan beregnes som:

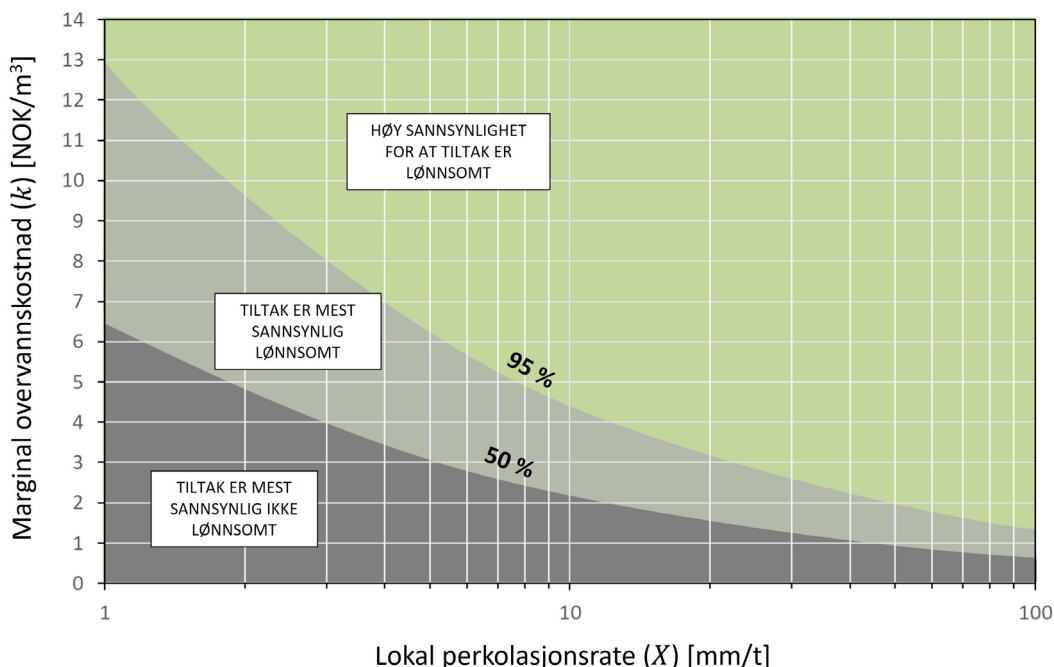
$$\alpha > \frac{\frac{I_e}{R} + I_d}{\varphi_0 \cdot P \cdot k} \quad (11)$$

### Diskusjon om verdier for marginal overvannskostnad og perkolasjonsrate

For å utforske et bredere spenn av sannsynligheten for lønnsomhet, ble det gjennomført Monte Carlo simuleringer med varierende inngangsverdier. For variablene der observasjoner foreligger, er antakelser om statistiske parametere og fordelinger oppsummert i Tabell 4. To av variablene (perkolasjonsraten  $X$  og marginal overvannskostnad  $k$ ) er i denne sammenheng både

svært sensitive og usikre. Det ble derfor utført simuleringer med varierende verdier. Resultatet av  $10^7$  simuleringer er illustrert i Figur 7. Den viser hvordan marginal overvannskostnad og perkolasjonsrate er premissgivende for lønnsomhet. Kunnskap om de to variablene er derfor nødvendig for å avgjøre om det er lønnsomt å etablere regnbed lokalt.

Beregning av marginal overvannskostnad  $k$  krever at overvannets kostnad skiller ut fra totalkostnadene ved håndtering av avløpsvann. Som beskrevet av Scherling m.fl. (2020), kan overvannskostnaden deles inn i primære (ekstra rensing og pumping, oversvømmelser og eventuelt bøter ved mislighold av utslippskrav) og sekundære kostnader (utslipp av fosfor og annen forurensning via overløp og renseanlegg, badeforbud og dårlig publisitet etc.). Ved å betrakte årlige verdier for totale driftskostnader og behandlet avløpsvann ved VEAS-perioden 2015-2022 (tall fra årsrapporter til Vestfjorden Avløpsselskap (2023)), ble det ikke funnet noen positiv sammenheng. Dette er imidlertid ikke



Figur 7: Resultater fra Monte Carlo simuleringer som viser hvilke verdier for perkolasjonsrate ( $X$ ) og overvannskostnad ( $k$ ) som medfører at etablering av regnbed for å avskjære overvann lokalt er lønnsomt når både overvanns- og tiltakskostnader vurderes.

ensbetydende med at tilførsel av overvann til rensenanlegget ikke koster noe. En forklaring kan være at marginalkostnaden maskeres av andre kostnadsdrivende faktorer. I tillegg forteller de årlige verdiene kun noe om de store volumene/kostnadene. De gir ingen informasjon om hvordan volumer og kostnader fordeler seg ved snøsmelte-perioder, nedbørrike perioder og/eller hendelser med styrtregn.

En gjennomgang i litteraturen viser videre at det er svært begrenset kunnskap om marginalkostnad for overvann. Karstensen (2015) utførte beregninger av marginal overvannskostnad ved Bekkelaget rensenanlegg i Oslo. Han estimerte en verdi på 0,46 NOK/m<sup>3</sup>. Karstensen betraktet kjemikalie- og energiforbruk på både ledningsnettet og rensenanlegg. Han gjengir også et alternativt og mer generelt estimat på 1,3 til 3,3 NOK/m<sup>3</sup>. Et annet anslag som fremkommer i VA-miljøblad nr. 123, er 0,70 NOK/m<sup>3</sup> (Lindholm, 2017). Videre er det for Gryaab's rensenanlegg i Sverige beregnet en verdi på 2 SEK/m<sup>3</sup> for perioden 2011 til 2015 (Gryaab og Göteborg Stad, 2017). I samme utredning er det også beregnet at driftskostnadene per volum behandlet avløpsvann var ca. 1,5 SEK/m<sup>3</sup>. Dermed var marginalkostnaden for fremmedvann 33 % høyere enn driftskostnadene for avløpsvann. På VEAS er driftskostnaden for avløpsvann ca. 3 NOK/m<sup>3</sup> (Vestfjorden Avløpssekskap, 2021), og anlegget har en fremmedvannsandel som er sammenliknbar med Gryaab (mellom 60 og 70 %). Under antakelse om at forholdet fra det svenske anlegget er overførbart til VEAS, vil dette tilsi en marginal overvannskostnad på 4 NOK/m<sup>3</sup>. Det bemerkes at estimatet ikke omfatter andre negative følger ved å ha overvann i et spillvannsførende avløpssystem, deriblant utslipp av fosfor og annen forurensning (Sola, 2021), CO<sub>2</sub>-fotavtrykk (Beheshti, 2022), kjelleroversvømmelser etc.. Videre er det minst to forhold som vil øke marginal overvannskostnad i fremtiden. Klimaendringer vil øke årsnedbør, og forekomsten av ekstreme nedbørhendelser har stor betydning for både volumet og fordelingen av fremmedvann. I tillegg vil den marginale overvannskostanden øke betraktelig ved utbyg-

ging av nye og/eller ombygging og optimalisering av eksisterende rensenanlegg. Eksempelvis er det beregnet en marginal overvannskostand på 88 SEK/m<sup>3</sup> om Gryaab rensenanlegg skulle bygges med kapasitet til å håndtere alt fremmedvann i dag (Gryaab og Göteborg Stad, 2017). I forlengelsen av dette, er det naturlig å nevne at en eventuell ikrafttredelse av avløpsdirektiv, hvis forslag ble lagt frem av EU-kommisjonen høsten 2022, vil ha enorm betydning. Som oppsummert av Lyngstad m.fl. (2022), innebærer forslaget at det stilles strengere krav til avløpsrensanlegg, overløpsdrift og direkteutslipp fra overvannsledninger, noe som vil medføre betydelige investeringsbehov ved dagens anlegg. Avslutningsvis bør man i en endelig lønnsomhetsvurdering også inkludere de tilleggsverdier naturbaserte tiltak som et regnbed vil kunne ha lokalt (f.eks. økt biologisk mangfold, estetikk, tilbakeholdelse av forurensning etc.), samt negativ verdi som følge av arealbeslag. Selv om regnestykket er uoversiktlig og innehar stor usikkerhet, er det sterke indisier for at marginal overvannskostnad er betydelig høyere enn estimatene fra 0,5 til 4 NOK/m<sup>3</sup>.

Om man likevel legger til grunn en konservativ marginal overvannskostnad på 3 NOK/m<sup>3</sup>, kan en fra Figur 7 se at perkolasjonsraten må være på minst 5 mm/t for at regnbed med sannsynlighetsovervekt er lønnsomt. For perkolasjonsrater gir det liten mening å vurdere sjablongmessige verdier, da dette er en variabel som vil ha enorm lokal variasjon. Måleverdier i Oslo varierer fra 10 til 900 mm/t (Solheim m.fl., 2017, Borsányi m.fl., 2022), men dette er infiltrasjonsrater på overflaten og/eller like under. Perkolasjonsraten 0,5 til 1,0 m under overflaten er mer påvirket av grunnvannsnivå og mindre påvirket av vegetasjon. Dette understreker viktigheten av å utføre målinger og vurderinger av hydraulisk kapasitet lokalt. Det er ikke bare for å sikre at regnbedet ikke medfører ulemper lokalt, men også for å vurdere hvor det er lønnsomt å etablere tiltak. Betrachtingene knyttet til verdier for marginal overvannskostand over antyder imidlertid at regnbed vil være lønnsomt, så lenge infiltrert vann ikke medfører ulemper.

## Oppsummering og konklusjoner

Arbeidet viser at det ved bruk av symbolsk regresjon og en genetisk algoritme er mulig å utvikle en surrogatmodell for regnbed, som med høy presisjon gjengir resultatene fra SWMM. Ved å anvende modellen sammen med designverdier og kostnader for etablerte regnbed, er det vurdert som lønnsomt å etablere regnbed lokalt, når man samtidig vurderer besparelsen avskjæring av overvann fra felles avløpssystem gir. Forutsetningen omfatter at infiltrert vann ikke medfører ulemper (dvs. skader på bygninger/infrastruktur og/eller føres tilbake til avløpsledning nedstrøms). Klimaendringer og følgende av eventuelt nytt avløpsdirektiv, er forhold som begge vil øke lønnsomheten av regnbed og andre lokale, naturbaserte overvannstiltak med egenskap til å avskjære overvann fra avløpsanlegget på en effektiv måte.

## Referanser

Augusto, D.A. og Barbosa, H.J.C. (2000) Symbolic regression via genetic programming, Sixth Brazilian Symposium on Neural Networks.

Beheshti, M. (2022). Er det bærekraftig å redusere fremmedvann i avløpssystemet? Vann 3.

Bermúdez, M., Ntegeka, V., Wolfs, V. og Willems, P. (2018). Development and Comparison of Two Fast Surrogate Models for Urban Pluvial Flood Simulations. *Water Resources Management* 32(8), 2801-2815.

Borsányi, P., Bratlie, R., Møen, K., Skaugen, T., Storteig, I.C. og Tvedalen, K. (2022) Automatiserte infiltrasjonsmålinger i tettsteder: Sammendrag av målinger gjennomført av NVE i Oslo og Bergen 2020, NVE Rapport nr. 5/2022.

Dickinson, R. (2019) Refactoring the SWMM 5 Help File – LID's In SWMM5, <https://swmm5.org/2019/01/20/refactoring-the-swmm-5-help-file-lids-in-swmm5/>.

Gryaab og Göteborg Stad (2017) Värderingstal – Investering i åtgärder för minskning av tillskottsvatten till Ryaverket.

Gülbaz, S. og Kazezyilmaz-Alhan, C.M. (2017). An evaluation of hydrologic modeling performance of EPA SWMM for bioretention. *Water Science & Technology* 76.

Harris, C.R., Millman, K.J., van der Walt, S.J., Gommers, R., Virtanen, P., Cournapeau, D., Wieser, E., Taylor, J.,

Berg, S., Smith, N.J., Kern, R., Picus, M., Hoyer, S., van Kerkwijk, M.H., Brett, M., Haldane, A., del Río, J.F., Wiebe, M., Peterson, P., Gérard-Marchant, P., Sheppard, K., Reddy, T., Weckesser, W., Abbasi, H., Gohlke, C. og Oliphant, T.E. (2020). Array programming with NumPy. *Nature* 585(7825), 357-362.

Hernes, R.R. (2018) Kostnader ved lokale overvannstiltak. Fordypningsprosjekt, NTNU.

Husslage, B.G.M., Rennen, G., van Dam, E.R. og den Hertog, D. (2011). Space-filling Latin hypercube designs for computer experiments. *Optimization and Engineering* 12(4), 611-630.

Karstensen, H. (2015) Økonomiske konsekvenser av fremmedvann i avløpssystemet - En casestudie av Bekkelaget rensedistrikt, Masteroppgave ved NMBU.

Kazinic, H. (2022) Metodeutvikling for trinn 1 i tre-trinnsstrategien for overvann og anvendelse for vurdering av overvannsgebyr. Masteroppgave, NMBU.

Lindholm, O. (2017) Fremmedvann i avløpsledninger.

Liu, J., Sample, D.J., Bell, C. og Guan, Y. (2014). Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. *Water* 6(4), 1069-1099.

Lucas, W.C. (2008) Low Impact Development for Urban Ecosystem and Habitat Protection, pp. 1-10.

Lunde, E.W. (2020) Infiltrasjon i regnbed og val av verdi for metta hydraulisk konduktivitet ved dimensjonering. Masteroppgave, NMBU.

Lyngstad, E., Riise, E., Harr, A. og Eid, G. (2022). Veien mot nye krav i avløpsdirektivet. *Vannspeilet* 4.

Magnussen, K., Wingstedt, A., Rasmussen, I. og Reinvang, R. (2015) Kostnader og nytte ved overvannstiltak, Vista Analyse og COWI, oppdragsrapport for Miljødirektoratet, Rapport nummer M305/2015.

McCutcheon, M. og Wride, D. (2013). Shades of Green: Using SWMM LID Controls to Simulate Green Infrastructure. *Journal of Water Management Modeling*.

Meteorologisk institutt (2022) FROST API, <https://frost.met.no/index.html>.

Norsk Klimaservicesenter (2021) Klimaprofil Oslo og Akershus.

NOU (2012) Norges offentlige utredninger 2012: 16: Samfunnsøkonomiske analyser, Finansdepartementet.

Paus, K.H. og Egeberg, J.R. (2020) Evaluering av kostnader og nytte ved et utvalg av blågrønne overvannstiltak, Asplan Viak oppdragsrapport for Statsbygg.

Paus, K.H., Muthanna, T.M. og Braskerud, B.C. (2015). The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design. *Hydrology Research* 47(2), 291-304.

Rossmann, L.A. (2015) Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1.

Rossum, G.v. (1995) Python tutorial, Technical Report CS-R9526.

Rossum, G.v. (2020) The Python Library Reference, release 3.8.2.

Scherling, M.v., Malm, A., Røstum, J. og Svensson, G. (2020) Bærekraftig fremmedvannandel – modell for vurdering av riktig nivå.

Sola, K.J. (2021) Fremmedvann i avløpsnett. Analyser av påvirkningsfaktorer, konsekvenser og mulige tiltak.

Solheim, E.B., French, H.K. og Braskerud, B.C. (2017). Måling av infiltrasjon fra overflaten for bruk av åpen LOD i praksis. *Vann* 3.

Stephens, T. (2022) gplearn Documentation Release 0.4.2. The Pandas Development Team (2020) pandas-dev/pandas: Pandas.

Thryssøe, C., Arnbjerg-Nielsen, K. og Borup, M. (2019). Identifying fit-for-purpose lumped surrogate models for large urban drainage systems using GLUE. *Journal of Hydrology* 568.

Vestfjorden Avløpsveselskap (2021) Årsrapport 2021.

Vestfjorden Avløpsveselskap (2023) Årsrapporter og publikasjoner, <https://www.veas.nu/om/arsrapporter-og-publikasjoner>.

Zanchetta, A.D.L. og Coulibaly, P. (2022). Probabilistic Forecasts of Flood Inundation Maps Using Surrogate Models. *Geosciences* 12(11), 426.

Erlend Øydvin og Eivind Dalevold (2023) Script data from frost, [https://github.com/eoydvin/utills/tree/main/data\\_from\\_FROST](https://github.com/eoydvin/utills/tree/main/data_from_FROST).