

Rapport nr. 202

Modellering av hydrologiske effekter ved å justere terskelen ved Storekvina i Kvina

Sven-Erik Gabrielsen, Ulrich Pulg og Christoph Hauer



uni Miljø

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

<p>LABORATORIUM FOR FERSKVANNSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE LFI Uni Miljø Thormøhlensgt. 49B 5006 Bergen</p> <p style="text-align: right;">TELEFON: 55 58 22 28</p>	
ISSN NR: ISSN-1892-889	LFI-RAPPORT NR: 202
TITTEL: Modellering av hydrologiske effekter ved å justere terskelen ved StoreKvina i Kvina	DATO: 26.04.2012
FORFATTERE: Sven-Erik Gabrielsen ¹ , Ulrich Pulg ¹ og Christoph Hauer ² ¹ LFI Uni Miljø ² Boku	GEOGRAFISK OMRÅDE: VestAgder
OPPDRAKSGIVER: SiraKvina Kraftselskap	ANTALL SIDER: 11 + vedlegg
EMNEORD: Terskel, justering, hydrologiske forhold, gyteområder	SUBJECT ITEMS: Weir, adjustment, hydrological relationships, spawning areas
FORSIDEFOTO: Foto: LFI v/ Sven-Erik Gabrielsen	

Forord

På oppdrag fra SiraKvina kraftselskap og Per Øyvind Grimsby har LFI Uni Miljø vurdert hydrologiske effekter av å senke en terskel ved Storekvina i Kvina. Vi takker SiraKvina kraftselskap for oppdraget.

Bergen, juni 2012



Sven-Erik Gabrielsen



Ulrich Pulg

Innhold

1.0	Innledning	5
2.1	Bakgrunn og hensikt.....	5
2.0	Metoder	5
3.1	Oppmåling av terskelen.....	5
3.2	Bearbeidelse av målepunkt og hydraulisk modellering.....	5
3.3	Gytebiologi.....	5
3.0	Resultater og diskusjon.....	8
4.0	Konklusjon.....	10
5.0	Litteratur.....	11

1.0 Innledning

2.1 Bakgrunn og hensikt

I forbindelse med en kartlegging av fysiske forhold med spesielt fokus på gyteområder i Kvina sommeren 2011, ble det avdekket en mulighet til å gjenskape et stort gyteområde ved justering av en terskel ved Storekvina. Basert på skjønnsmessige vurderinger av bunnforholdene i dette terskelbassenget, var det store arealer med gytegrus tilgjengelig for gyting. Imidlertid var gytegrusen uegnet til gyting grunnet de lave vannhastighetene i terskelbassenget ved undersøkelsestidspunktet. En senkning av terskelen ble vurdert som et mulig tiltak for å øke vannhastigheten. Per Øyvind Grimsby, ved SiraKvina kraftselskap, ble informert om disse forholdene. I forbindelse med andre planlagte tiltak i Kvina for å øke produksjonen av smolt, ble det initiert et prosjekt for å se på mulighetene for å senke terskelen. LFI Uni Miljø og BOKU fikk i oppdrag å måle opp hele terskelbassenget og å komme med forslag til hvor mye terskelen må senkes for å realisere terskelbassenget til smoltproduksjon av laks. Dette skulle gjøres ved å få etablert deler av terskelbassenget egnet til gyting og til oppvekst av ungfisk.

2.0 Metoder

3.1 Oppmåling av terskelen

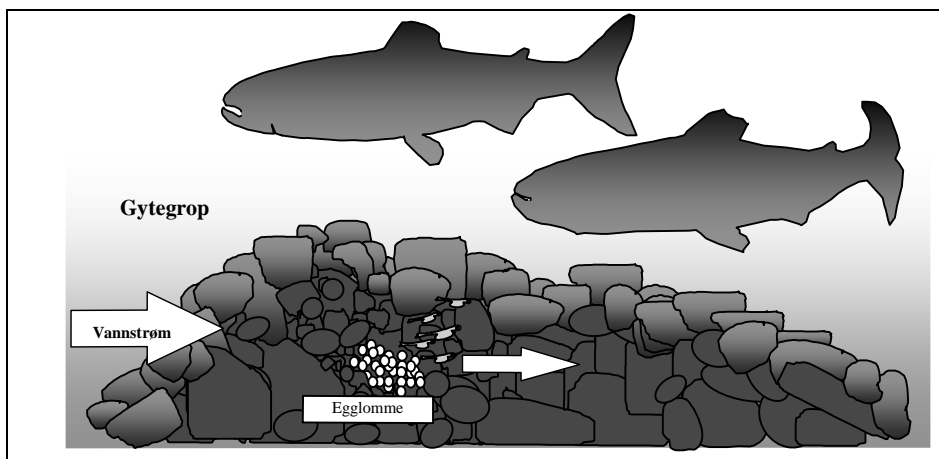
Oppmålingen av terskelbassenget ble utført ved å gjøre punktmålinger av vandndyp som ble georeferert ved hjelp av en Leica GPS (differensiell GPS). Hele terskelbassenget ble målt opp ved å vade i elva og ved å bruke båt. Vandndypet ble registrert ved å bruke Leica GPS kombinert med ekkostav. Substratet i terskelbassenget var tidligere kategorisert i forhold til Wentworth skala. Det var god satellittdekning og presisjonsnivået med den differensielle GPS var ± 6 cm (fixverdier). Disse georefererte punktene var i tillegg nøyaktige i forhold til høyde over havet (± 3 cm). De fleste målingene ble gjennomført som transekter på tvers eller på langs av terskelbassenget.

3.2 Bearbeidelse av målepunkt og hydraulisk modellering

Det henvises til **Vedlegg** angående bearbeidelse og modellering.

3.3 Gytebiologi

Gyteklare laks og aure søker seg om høsten fram til gyteområdene i rennende vann, der eggene graves ned i gytegroper i elvegrusen. Disse lages ved at hunfisken legger kroppssiden ned mot elvebunnen og slår kraftig med sporen. Eggene slippes så ned i gropa og befruktes av en eller flere hanfisk. Deretter graver hunfisken en ny grop like ovenfor og fyller samtidig grus over eggene i den første gropa. Fisken kan så gyte en ny porsjon med egg i den nye gropa. Resultatet kan ofte sees som et ovalt parti med omrørt grus på elvebunnen. Porsjonene med egg ("eggglommer") kan ligge på rekke i en og samme gytegrop (Ottaway et al. 1981; Crisp & Carling 1989), men som regel sprer hunfisken egglommene i flere gytegroper på ulike plasser i elva (Barlaup et al. 1994, Garant et al. 2001, Taggart et al. 2001). Begrepet "gytegrop" blir brukt for å beskrive både et gytegropkompleks med flere eggglommer og hver enkel egglomme (**Figur 1**).

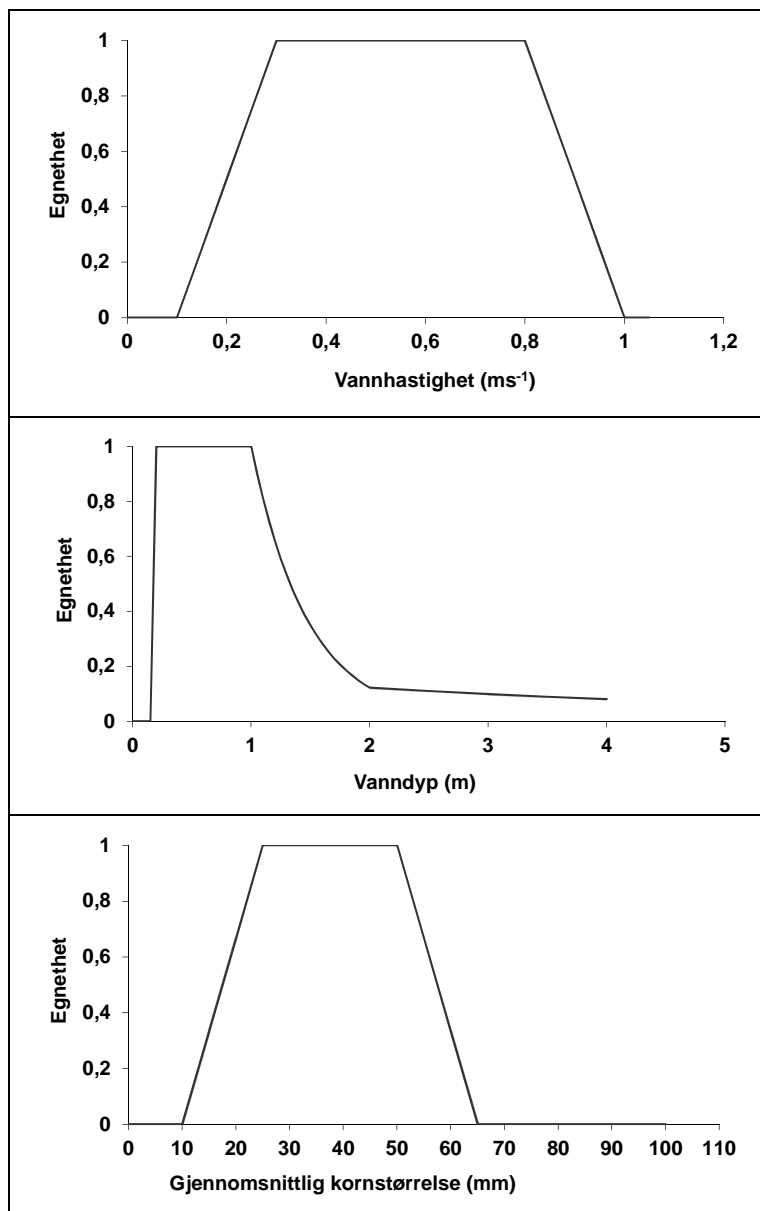


Figur 1. Skjematisk framstilling av en gytegrøp hvor eggene ligger konsentrert i en egglomme. Vannstrømmen gjennom grusen sikrer tilførsel av oksygenrikt vann. Etter at eggene er klekt vil plommesekkkyngelen bli værende i grusen til plommesekken nesten er brukt opp. Da søker yngelen seg opp gjennom porene i grusen, forlater gytegrøpen og starter sitt liv som frittlevende yngel.

Hunfisker er selektiv ved valg av gyteplass, der de viktigste kriteriene synes å være en kombinasjon av bunnsstrat, vanddypp og vannhastighet (Crisp & Carling 1989). Typiske gyteplasser ligger ofte på utløp av kulper med bunnsstrat av grus og stein og med en god vannstrøm. Videre vil valget være avhengig av biologiske karakterer som gytefiskens størrelse. LFI Uni Miljø har opparbeidet en stor database angående fiskens krav til vannhastighet, bunnsstrat og vanddypp via mange år med undersøkelser av gytegrøper i en rekke elver. Basert på disse undersøkelsene, har vi utarbeidet figurer som fremstiller hvilke vannhastigheter, vanddypp og kornfordeling (størrelse på gytegrusen) som er egnet for gyting av laks i norske elver (**Figur 2**).



Deler av øvre del av terskelbassenget ved Storekvina. Vannhastigheten vil øke i denne delen om terskelen senkes. Da vil vannstrømmen ligne mer på den vannstrømmen som sees øverst i bildet.



Figur 2. Egnethet for vannhastighet (øverste), vanddyp (midtre) og kornstørrelse (nederste) til gyting for laks. Figurene baserer seg på nesten 4000 undersøkte gytegrøper i en rekke norske vassdrag (LFI Uni Miljø, egne data).

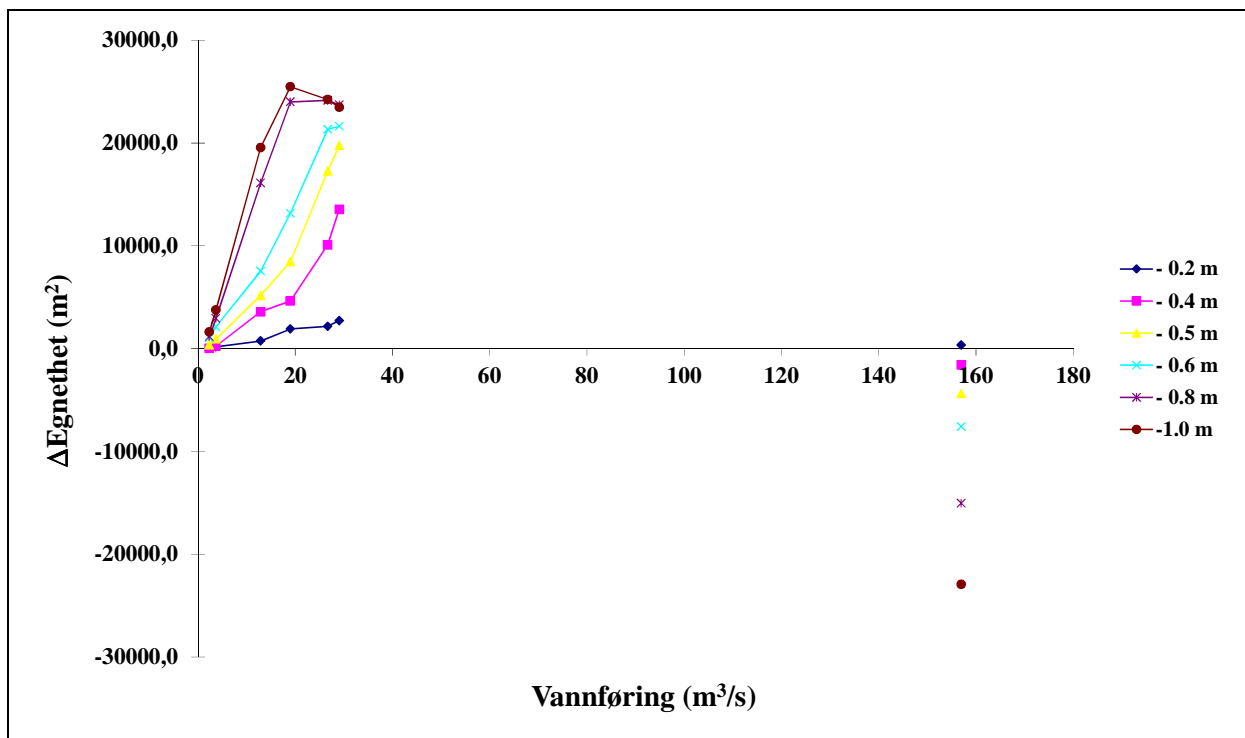
Av figurene kan man se at vannhastigheter på mellom 30 og 80 cm/s er best egnet for å tilfredsstillere laksens krav til vannhastigheter for gyting. Videre foretrekker laksen å gyte på vanddyp på mellom 30 og 100 cm, men kan også gyte på vanddyp over dette. Kornfordeling av gytegrus som best tilfredsstillere laksens krav til gyting ligger på mellom ~2 og ~6 cm. Disse kravene som laksen stiller for å ville gyte, er blitt brukt i modelleringen av hvor mye terskelen må senkes for å i størst mulig grad gjøre mesteparten av arealet i terskelbassenget egnet til gyting. Dette arbeidet er blitt utført av Christoph Hauer ved BOKU, og arbeidet hans er gjengitt i **Vedlegg**. I tillegg er endringer i vanddekt areal ved ulike grader av senkning belyst. En viktig del av modelleringen er avveiningen mellom redusert vanddekt areal, estetiske hensyn, og økt egnet gyteareal gjort tilgjengelig ved senkning av terskelen. Ved siden av dette er det gjort beregninger av stabiliteten av elvebunnen ved ulike senkninger. Dette er viktig i forhold til flom og mulig erosjon (høy vannspenning) i elvebunnen med utspyling av egnet gytegrus som mulig scenario.

3.0 Resultater og diskusjon

Denne resultatdelen inneholder et sammendrag av de viktigste momentene i modelleringen av terskelbassenget. For mer utfyllende resultater, se **Vedlegg**.

En viktig del av modelleringen, er vannføringsregimet. For å kunne lykkes med tiltaket, er det viktig å ta hensyn til hvilke vannføringer som er dominerende i gyteperioden til laks. Basert på vannføringsdata i perioden 1994 - 2008, så var gjennomsnittlig vannføring i gyteperioden ca. 26-27 m³/s. Median vannføring lå lavere med 13 m³/s. Videre er det viktig å ta hensyn til vannføringsregimet i den perioden eggene ligger nede i grusen og da spesielt med hensyn på lave vannføringer. Svært lave vannføringer kan tørrelegge gytegroppene, og føre til at mange egg strander og dør. De laveste vannføringene i den perioden eggene ligger nede i grusen var rundt 3-4 m³/s i perioden 1994-2008. Et annet viktig aspekt ved modelleringen, er hvordan stor flom påvirker elvebunnen i tiltaksområdet. Store flommer kan erodere elvebunnen og spyle ut gytegrusen. Dette vil redusere effekten av tiltaket om store deler av gytegrusen forsvinner ut av nåværende terskelbasseng. Videre vil en senkning av terskelen redusere vanddekt areal og vil kunne forringe estetiske momenter. Det er blitt tatt hensyn til alle disse tingene ved effekten av ulik grad av senkning av terskelen.

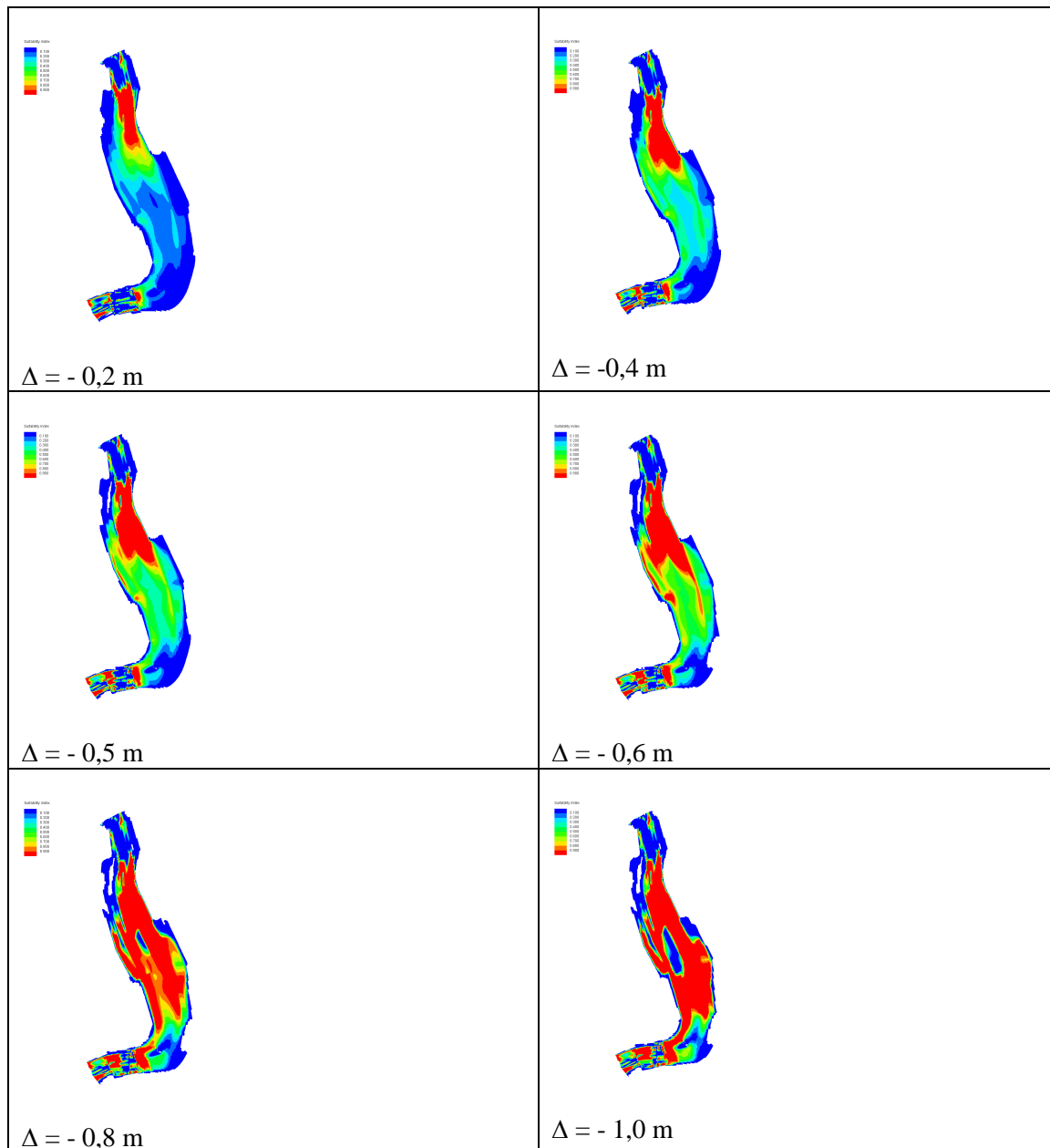
En senkning av terskelen med 0,2 m gir en liten økning av egnet gyteforhold for laks i terskelbassenget, og det er først når vannføringen overstiger 20 m³/s at et gyteareal tilsvarende ca. 2 000 m² blir egnet (**Figur 3**). Den største økningen i gyteareal inntreffer først når terskelen senkes med 0,6 m eller mer. Ved en vannføring på ca. 20 m³/s, så vil et gyteareal tilsvarende 20 000 m² bli gjort tilgjengelig om terskelen senkes 0,6 m. Høyest gevinst oppnås om terskelen senkes med 1 m og vannføringen ligger rundt 20 m³/s. Da vil et gyteareal på ca. 25 000 m² bli egnet.



Figur 3. Forandringer i egnede gytearealer ved ulike vannføringer i terskelbassenget ved Storekvina om terskelen senkes med 0,2 m - 1,0 m.

Det er i de øvre deler av terskelbassenget at en først oppnår egnede gyteforhold ved en senkning av terskelen. En grafisk fremstilling av endringene i tilgjengelig gyteareal ved 13 m³/s og ulik grad av senkning av terskelen, er vist i **Figur 4**. 13 m³/s er median vannføring i gyteperioden. Se **Vedlegg** for tilsvarende fremstillinger ved 4 m³/s og 157 m³/s. En stabilitetsanalyse av elvebunnen, viser at store

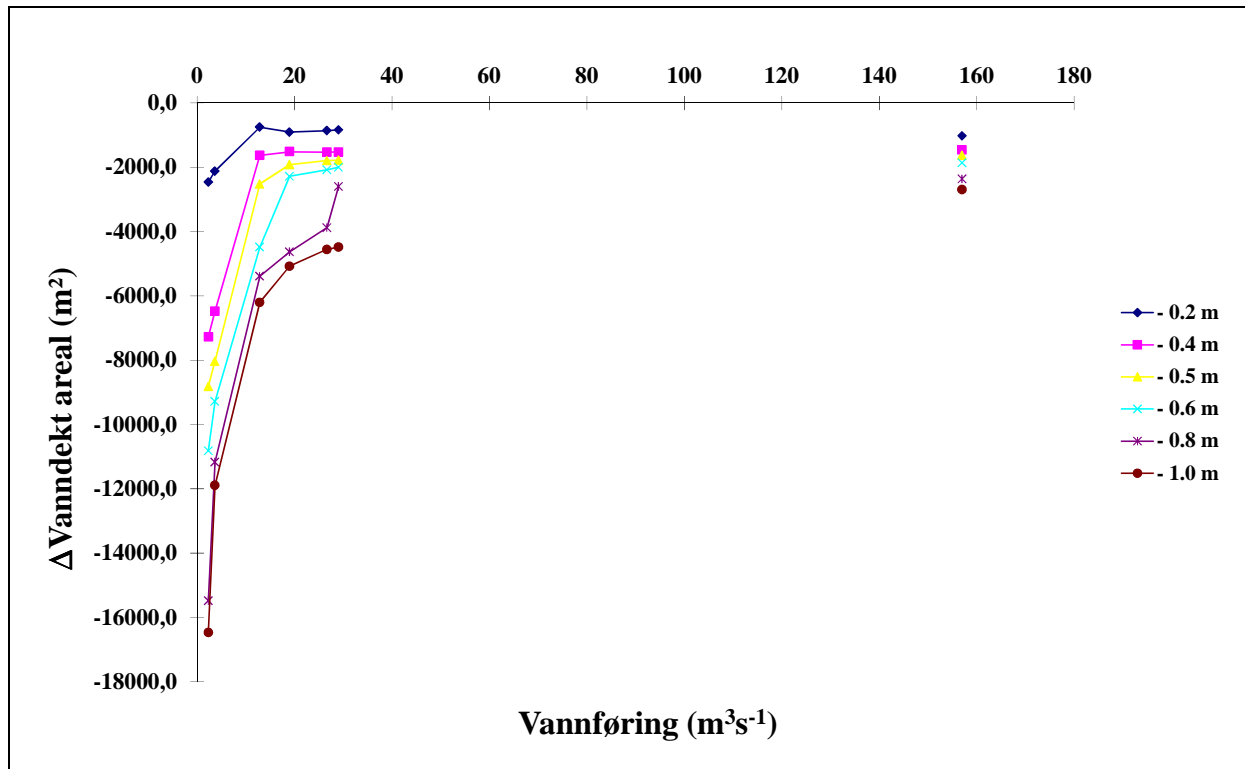
deler av gytegrusen ikke blir spylt ut ved en flom på $157 \text{ m}^3/\text{s}$, se **Vedlegg**. Det er noe utspyling i nærhet til terskelkronen og i de helt øvre deler av terskelbassenget ved en slik flom.



Figur 4. Oversikt over hvordan de egnede gytearealene endrer seg ved å senke terskelen med 0,2 m – 1,0 m ved en vannføring på $13 \text{ m}^3/\text{s}$. Rød farge angir best egnet gyteforhold.

Senkningen vil føre til en reduksjon i vanndekt areal. Dette vil kunne påvirke både eggoverlevelsen ved at eggene tørker inn og at områder som i dag er vanndekt blir tørrlagt. Mindre vanndekket areal kan dessuten dempe de estetiske opplevelsene av terskelbassenget slik det fremstår i dag. Når det gjelder eggoverlevelsen, så er det i vinterperioden at effekten av vannføring og vanndekt areal er størst. Ved en vannføring ned mot $3\text{-}4 \text{ m}^3/\text{s}$, så vil et areal tilsvarende 2000 m^2 bli tørrlagt om terskelen senkes med 0,2 m (**Figur 5**). Den største reduksjonen i vanndekt areal ved denne vannføringen, inntreffer om terskelen senkes med 0,6 m eller mer. Ved en vannføring på ca. $3\text{-}4 \text{ m}^3/\text{s}$,

så vil et vanndekt areal $> 9\,000\text{ m}^2$ bli tørrlagt om terskelen senkes mer enn 0,6 m. Høyest reduksjon inntreffer om terskelen senkes med 1 m og vannføringen er $3\text{--}4\text{ m}^3/\text{s}$. Da vil et vanndekt areal på ca. $12\,000\text{ m}^2$ bli tørrlagt. Om vannføringen skulle bli lavere enn dette, ned mot $2\text{ m}^3/\text{s}$, så reduseres det vanndekte arealet med ytterligere $4\,000\text{ m}^2$, dvs. ca. $16\,000\text{ m}^2$ blir tørrlagt. Dette vil kunne redusere produksjonen av fisk i tiltaksområdet betydelig, ved at en stor del av rognen tørker inn og dør.



Figur 5. Endringer i vanndekt areal ved ulike vannføringer i terskelbassenget ved Storekvina om terskelen senkes med 0,2 m - 1,0 m.

4.0 Konklusjon

Det mest optimale er å senke terskelen 0,6 m. Dette kan gjenskape et stort gyteområde med et areal på ca. $20\,000\text{ m}^2$. Et enda større gyteareal blir tilgjengelig om man senker terskelen ytterligere, men dette vil gå uforholdsmessig mye på bekostning av vanndekt areal om vinteren som igjen kan føre til redusert eggoverlevelse og lavere fiskeproduksjon. Videre er risiko for utspyling av gytegrus lavere i øvre deler av terskelområdet ved en senkning på 0,6 m i forhold til en større senkning. Utover dette holdes endringer i det visuelle bildet seg på et moderat nivå dersom senkingen er 0,6 m eller mindre. Elva vil virke mer naturlig, men vil likevel ha en stor bredde ved denne senkingen.

5.0 Litteratur

- Barlaup, B. T., H. Lura, H. Sægrov, & R. C. Sundt. 1994. Inter- and intra-specific variability in female salmonid spawning behaviour. *Canadian Journal of Zoology* 72:636-642.
- Crisp, D. T., & P. A. Carling. 1989. Observations on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology* 34:119-134.
- Garant, D., Dodson, J.J. & Bernatchez, L. 2001. A genetic evaluation of mating system and determinants of individual reproductive success in Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). *The Journal of Heredity* 92: 137-145.
- Ottaway, E. M., P. A. Carling, A. Clarke, & N. A. Reader. 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *Journal of Fish Biology* 19:593-607.
- Taggart JB, McLaren IS, & Hay DW. 2001. Spawning success in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): a long-term DNA profiling-based study conducted in a natural stream. *Molecular ecology* 10 (4): 1047-1060.



FERSKVANNSØKOLOGI - LAKSEFISK - BUNNDYR

LFI ble opprettet i 1969, og er nå en seksjon ved Uni Miljø, en avdeling i Uni Research AS, et forskningsselskap eid av universitetet i Bergen og stiftelsen Universitetsforskning Bergen. LFI Uni Miljø tar oppdrag som omfatter forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Forsuring og kalking
- Biotopjusteringer
- Effekter av klimaendringer

Oppdragsgivere er offentlig forvaltning (direktorater, fylkesmenn), kraftselskap, forskningsråd og andre. Viktige samarbeidspartnere er andre forskningsinstitusjoner (herunder NIVA, NINA, HI, og VESO) og FoU miljø hos oppdragsgivere.

Våre internettsider finnes på <http://www.miljo.uni.no>

Restoration of Atlantic Salmon spawning habitats

- Kvina –



WP: Hydraulics

Dr. Christoph Hauer

April, 2012

Content

1. Introduction	2
2. Aims	2
3. Methods	3
3.1 Terrestrial survey	3
3.2 Hydrodynamic-numerical modelling	3
3.3 Habitat modelling	5
3.4 Stability analysis	7
3.5 Modelling Scenarios	7
4. Results	9
4.1 Spawning habitat improvement	9
4.2 Changes in longitudinal water surface elevation	15
5. Conclusions	19
6. Literature	20

1. Introduction

The restoration, respectively the enhancement of spawning habitat conditions of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) is one of the central river management issues in South-Western Norway. Beside artificial placement of suitable spawning gravel, the improvement of hydraulic boundary conditions (e.g. flow velocity) has to be seen as an optional engineering measure to increase the suitability of gravel bed sites for reproduction of Atlantic Salmon. Especially, anthropogenic induced lateral obstructions like weirs exhibit a potential for geometric modification (e.g. lowering of weir crest) and thus the improvement of upstream boundary conditions for spawning sites. Exemplarily, at Kvina River (Figure 1a) such bathymetric modifications are possible and have to be seen as an optional feature for a significant increase of suitable areas for spawning of *Salmo salar*.

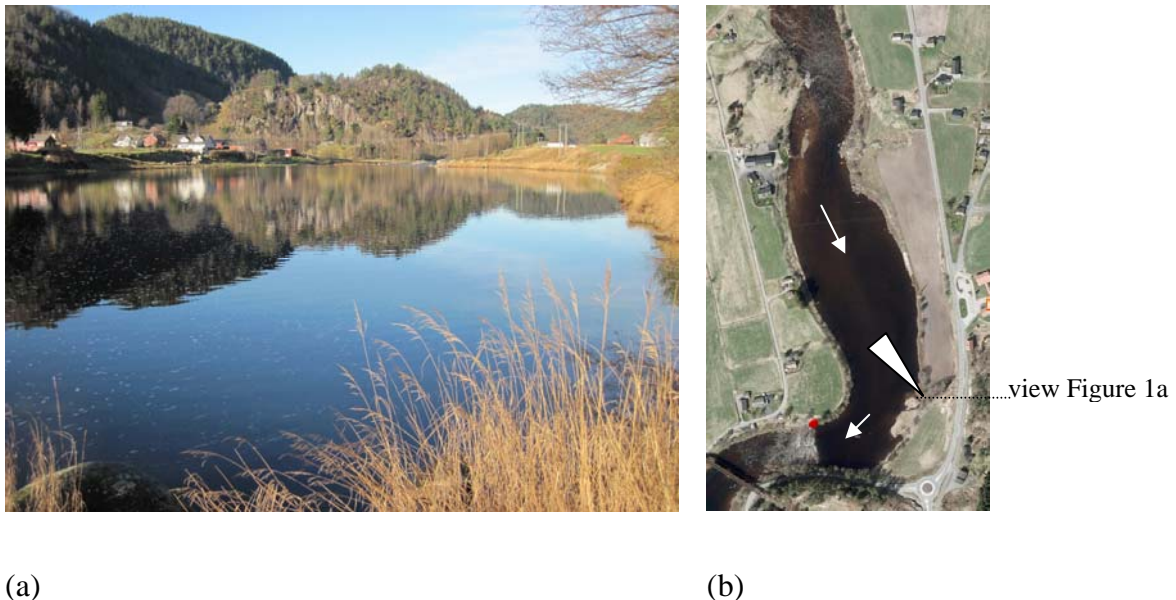


Figure 1. (a) Backwater situated upstream of the investigated weir at the Kvina River with no and/or low flow velocities over suitable spawning gravel; (b) Aerial picture of the investigated study site at Kvina River.

2. Aims

Aim of the investigations based on hydrodynamic-numerical modelling was to optimize the adjustment (lowering) of the weir crest using a sensitivity testing of bathymetry modifications in order to achieve a maximum **increase of suitable spawning habitats** within the former backwater. Moreover, the decreasing wetted area upstream of the lateral obstruction had to be evaluated within the project, especially during low flow conditions, with a consideration of the longitudinal impacts on water surface elevation (maximum lowering and extent).

3. Methods

The applied methods are listed according to the work flow in the presented project. At first the terrestrial survey will be explained, which was necessary to derive the necessary bathymetry data used for hydrodynamic-numerical modelling. Based on accurate terrain data, various numerical tools have been applied to fulfil the aims of the project. Both one-dimensional and two-dimensional modelling was used to test the hydraulic boundaries (e.g. threshold for gravel mobility) of the present state and possible scenarios and/or the impact of high-flows on substrate stability. Moreover, the latter model provided the necessary hydraulic information (flow velocity, water depth) for spawning habitat evaluation using habitat suitability data of Atlantic Salmon. Finally, based on the definition of various scenarios the range of possible measures was tested in a comparative view to the present state conditions.

3.1 Terrestrial survey

For the detailed analysis of the selected lake-outlet a 656 m long river reach has been investigated (Figure 1). The bed topography was measured by cross sectional survey under low-flow conditions ($12.69 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) with distances of 18.9 m – 110.1 m between the various cross sections, depending on the heterogeneity of river bathymetry. Morphometric data (15 cross sections) were measured during field studies in November 2011. For the terrestrial survey a GPS station (Leica Differential GPS) was used to create a high quality Digital Terrain Model (DTM) of the investigated reach using 756 measured points. Based on these sampled data a modelling mesh was created with 13127 elements and 13575 nodes.

3.2 Hydrodynamic-numerical modelling

One-dimensional analysis of governing equations has found a widespread application in hydraulic engineering and environmental studies (Bhalla & Chaudhury, 1991; Correia *et al.*, 1992; Niekerk *et al.*, 1992). The physical laws which govern the flow of water in a stream are: (i) the principle of conservation of mass (continuity) (equation 1); and (ii) the principle of conservation of momentum (equation 2) (Mahmood & Yevjevich, 1975). The modelling package HEC-RAS uses the 1-D St. Venant equation to calculate open channel flow, based on a four-point implicit finite difference scheme allowing modelling larger time steps than explicit numerical schemes (Liggett & Cunge, 1975).

$$\frac{\delta A_T}{\delta t} + \frac{\delta Q}{\delta x} - q_l = 0 \quad (1)$$

where $Q(x,t)$ = volume of the flow (m^3s^{-1}), A_T = flow area (m^2), q_l = lateral inflow per unit length (m^2s^{-1}).

$$\frac{\delta Q}{\delta t} + \frac{\delta QV}{\delta x} + gA \left(\frac{\delta z}{\delta x} + S_f \right) = 0 \quad (2)$$

where S_f = friction slope (-), z = water surface (m) (equal to $z_0 + h$ (water depth of control volume)), V = control volume (m^3), g = gravitational acceleration (ms^{-2}).

Moreover, and in addition to the unsteady cross-sectionally based one-dimensional analysis, two-dimensional modelling has been applied, as a result of the numerical consideration of energy fluxes along structured bathymetry (e.g. backwater effects within groin fields), compared to approximations based on constriction-expansion coefficients (one-dimensional modelling). Two-dimensional mathematical solutions of the Navier-Stokes equations are frequently included in numerical analysis based on depth-averaged shallow water equations (Abbott, 1979). Shallow-water equations are derived by integration from equations of conservation of mass and conservation of momentum (the Navier-Stokes equations) for incompressible fluids over water depth, by accounting for hydrostatic pressure distribution (Pironneau, 1989). Simplified in vector form the shallow water equations can be described as:

$$\frac{\delta w}{\delta t} + \frac{\delta f}{\delta x} + \frac{\delta g}{\delta y} + s = 0 \quad (3)$$

where:

$$w = \begin{pmatrix} H \\ uh \\ uv \end{pmatrix} \quad f = \begin{pmatrix} uh \\ \frac{u^2 + 0.5gh^2 - vh \frac{\delta u}{\delta x}}{uvh - vh \frac{\delta v}{\delta x}} \end{pmatrix}$$

$$s = \begin{pmatrix} 0 \\ \frac{gh(I_{Rx} - I_{Sx})}{gh(I_{Ry} - I_{Sy})} \end{pmatrix} \quad g = \begin{pmatrix} vh \\ \frac{uvh - vh \frac{\delta u}{\delta y}}{v^2 + 0.5gh^2 - vh \frac{\delta v}{\delta y}} \end{pmatrix}$$

H = water surface elevation (m), the sum of the water depth (h) and the terrain height (z); u, v = flow velocities in x- and y-direction (ms^{-1});

$$I_{Rx} = \frac{\lambda u \sqrt{u^2 + v^2}}{2gD}, \quad I_{Ry} = \frac{\lambda v \sqrt{u^2 + v^2}}{2gD}, \quad I_{Sx} = -\frac{\partial z}{\partial x}, \quad I_{Sy} = -\frac{\partial z}{\partial y} \quad (4)$$

$$\lambda = 6.34 \frac{2gn^2}{D^{1/3}} \quad (5)$$

where n = Manning coefficient ($\text{sm}^{-1/3}$), D = hydraulic diameter $4R_{hy}$ (m), $R_{hy} = h$ = water depth (m).

The applied two-dimensional, depth-averaged modelling software Hydro_as-2d (Nujic, 1999), which uses the SMS (Surfacewater-Modelling-System) as a pre- and post-processing tool, solves the depth-averaged equations based on a finite volume approach (e.g. Xia & Ling, 2008) and considers the viscosity banes on empirical and constant viscosity approaches:

$$\nu = \nu_0 + c_\mu \nu^* h \quad (6)$$

where ν = the kinematic viscosity term (m^2s^{-1}), c_μ = viscosity parameter and ν^* = shear velocity (ms^{-1}).

For the modelling runs a viscosity coefficient of $c_\mu = 0.6$ was used. In both approaches (one-dimensional/two-dimensional) phenomena such as the Coriolis force and wind have been neglected.

3.3 Habitat modelling

Predictive habitat evaluation for spawning of Atlantic Salmon was performed according to the method of multiplying suitability indices of water depth and flow velocity (Bovee, 1986) (eq. 1).

$$SI_{total} = SI_d \cdot SI_v \quad \text{concluded} \quad SI_{total} = \prod_{i=1}^I SI_i \quad (7)$$

where SI_d = Suitability Index depth, SI_v = Suitability Index velocity, SI_{total} = Suitability Index total, SI_i = Suitability index variable;

Suitability indices and curves in general indicate the suitability of habitats based on a single parameter. They are computed from empirical frequency distributions, which are standardized based on the most strongly occupied class (Bovee and Cochnauer, 1977; Bozeck and Rahel, 1992). The class with the largest frequency (highest suitability) receives a SI value of 1, with all further classes weighted after this class. The unused classes have the suitability index (SI) 0. In Figure 2 the applied suitability functions (indices) used for this study are presented. The selected curves are based on snorkelling, field observations and expert knowledge related to various rivers in Western Norway.

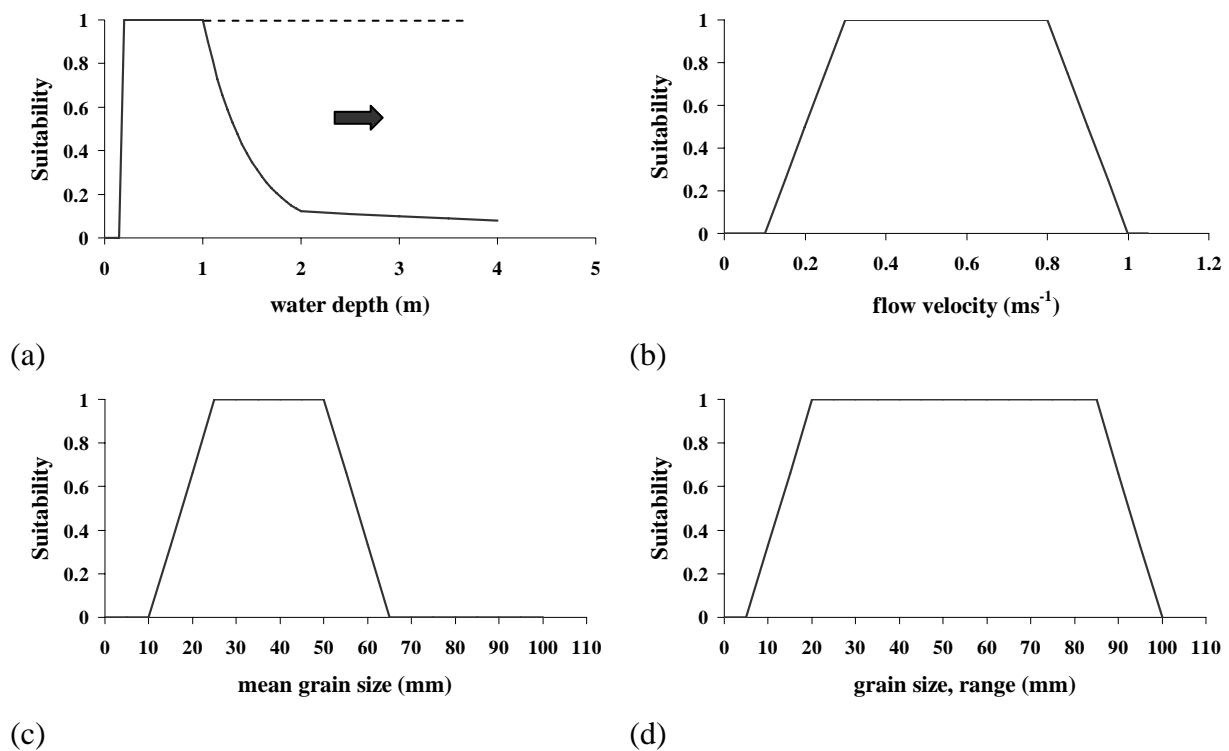


Figure 2. Spawning habitat suitabilities for Atlantic salmon (*Salmo salar*) for (a) water depth, (b) depth-averaged flow velocity, (c) mean grain size and (d) range of grain sizes which might be useful for spawning; dashed line indicates that water depth has not to be seen as a limiting factor for selecting spawning habitats.

3.4 Stability analysis

Characteristic grain size $d_m = 55$ mm was determined according to spawning habitat suitability of Atlantic Salmon (Figure 2d). These data have been used to analyse the stability of bed load material (artificial gravel dumping) according to Meyer-Peter, Müller (1948) using a variety of discharges ($26.62 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ - $157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). The MPM-equation, calculates the critical shear stress (τ_{cr}) for the specific choriotope classes by taking the mean diameter (d_m) into account.

$$\tau_{cr} = 0.047 \cdot (\rho_F - \rho_W) \cdot g \cdot d_m \quad (8)$$

where ρ_F =sediment density (2665 kgm^{-3}), ρ_W =water density (1000 kgm^{-3}), d_m =average diameter of sediment (m), g =gravitational acceleration (9.81 ms^{-2}).

3.5 Modelling scenarios

To fulfil the aims of the achieved restoration project (weir adjustment) a sensitivity testing of possible lowering of the weir crest was found to be necessary. Bathymetric data of the terrain model had been modified to a maximum decrease of $\Delta h = - 1.0$ m of the present height of the weir (Figure 3), with discrete steps of lowering of $\Delta h = - 0.2$ m. Additionally, a decrease of $\Delta h = - 0.5$ m was investigated based on hydrodynamic-numerical modelling. Moreover, the shape of the weir was achieved to be constant for the various geometric terrain data ($n = 6$) which have been tested.

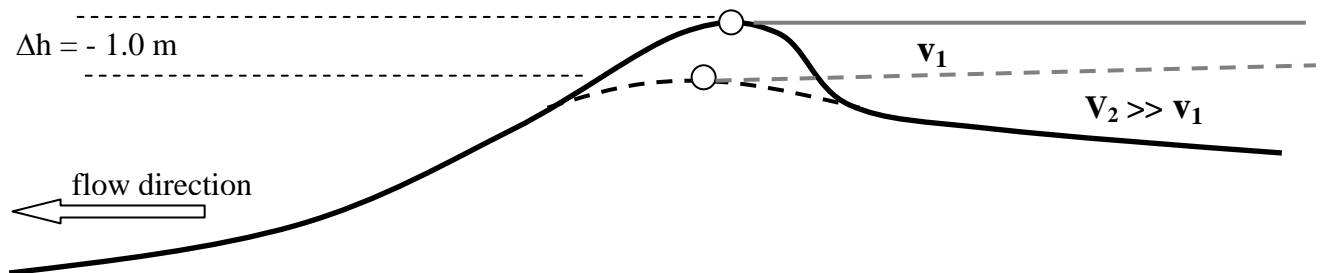


Figure 3. Schematic longitudinal profile plot of the investigated weir at Kvina River; Maximum lowering of weir crest is depict in the Figure (black dashed line), respectively the related impacts on water surface elevation (grey dashed line); v_1 = velocity upstream of the lateral obstruction for present state conditions; v_2 = velocity upstream of the lateral obstruction due to bathymetric modifications.

Furthermore, the analysis of hydrological data was necessary to determine those discharge scenarios which are crucial for a successful implementation of the restoration measure. Thus, recorded data from Stegemoen and Lindland gauging stations have been taken for detailed analysis. The planned weir adjustment should achieve and/or improve the present state conditions for spawning of Atlantic Salmon related to two different hydrological issues. On the one hand an improvement of the existing spawning habitat conditions should be achieved for low- and mean flow conditions during the spawning period (October – May). On the other hand stability of gravel (2 cm – 6 cm) in the former backwater reach upstream of the weir should be stable (no erosion) during ordinary (annual) floodings. Due to analyses of recorded gauging data and long term characteristic of flows, a set of hydrological boundaries has been derived for numerical modelling (Table 1).

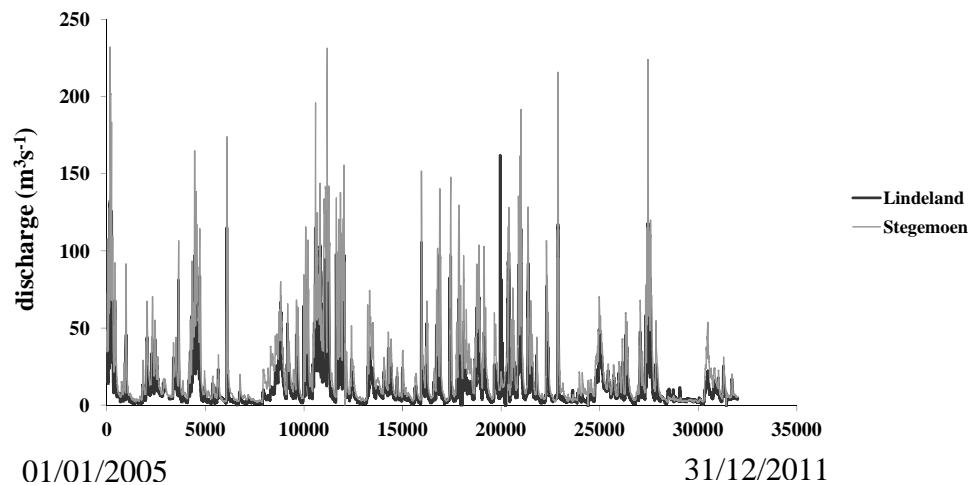


Figure 4. Recorded discharge data at gauging station Lindeland and Stegemoen.

Table 1. Characteristic discharge used for modelling at the Kvina River.

gauge Stegmoen		before (m^3s^{-1})	after (m^3s^{-1})
mean discharge	Q_m	18.99	16.62
mean discharge (Oct.)	Q_m oktober	26.66	23.23
min. discharge (Inc.)	$Q_{\text{min incubation}}$	3.66	3.42
mean annual flood	$Q_{\text{year max}}$	157.00	141.74
mean annual low flow	$Q_{\text{year min}}$	2.32	1.91
minimum discharge	observed 1994-2008	0.63	
maximum discharge	observed 1994-2008	225.08	
median discharge	observed 1994-2008	8.86	
mean discharge	observed 1994-2008	18.69	
mean discharge (Nov.)	observed 1994-2008	26.62	
median discharge (Nov.)	observed 1994-2008	12.87	

*applied data for modelling are highlighted in bold.

4. Results

4.1 Spawning habitat improvement

Based on the different modification of terrain data ($n = 6$) and the selected discharges out of Table 1 ($n = 7$) a sensitivity testing based on 42 numerically modelled scenarios was possible. This range of modelling runs have been evaluated according to the impacts on the entire wetted area upstream of the weir crest, the changes in Weighted Useable Areas (WUAs) with an suitability indices 0.9 – 1.0 (high suitable habitats) and Weighted Useable Areas (WUAs) with an entire SI of 0.5 – 1.0. Exemplarily, to highlight the variability of the spatial extent of the suitable areas in relation to weir height modification and discharge variation, the results of the Figures 5 – 7 have to be seen.

The lowering of the weir crest from small ($\Delta h = -0.2$ m) to large adjustments ($\Delta h = -1.0$ m) increases (partially) the entire suitable habitats upstream of the lateral obstruction (e.g. Figure 10), which is of special importance for minimum discharges (e.g. $3.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; Table 1) and the median discharge ($12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) during spawning period (Table 1). For high suitable habitats SI (0.9 – 1.0) the bathymetric modification exhibit the highest impact (increase in WUAs) for discharges between $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $29.04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Figure 5). Within this range the suitable habitats increase continuously to reach the highest level of additional suitable spawning habitats at $29.04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (e.g. lowering of weir $\Delta h = -0.4$ m: $+3596 \text{ m}^2$ for $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ up to $+13558 \text{ m}^2$ for $29.04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). However, exceptions are given for the scenarios of lowering $\Delta h = -0.8$ m and $\Delta h = -1.0$ m which contain an optimum in spawning habitat improvement due to the artificial modification for $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $18.99 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Figure 10). Those findings for are similar to the analysis of habitat suitability SI = 0.5 and SI = 1.0 (moderate to high suitable habitats), based on the analysis of depth-averaged flow velocity and water depth, for the entire range of bathymetric modification (Figure 11). For this specific evaluation only the lowering of $\Delta h = -0.2$ m exhibits a single peak of habitat increase ($+11720 \text{ m}^2$) at $26.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, all other scenarios show an obvious improvement of spawning habitats within the range of $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ to $18.99 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. In a comparative view the more lowering the better habitat conditions could be numerically determined. However, the differences in improvements between $\Delta h = -0.6$ m and $\Delta h = -1.0$ m are low (18 % for $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and/or 3 % for $18.99 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) (Figure 11). As an additional feature, according to partially recreational issues along the modified river segment, the changes (decrease) in wetted area had to be evaluated for the various scenarios of weir adjustment (Figure 9). Based on numerical modelling, the highest impact could be determined for very low discharges ($2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $3.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Thus, a high sensitivity for the magnitude of lowering of the weir height is given.

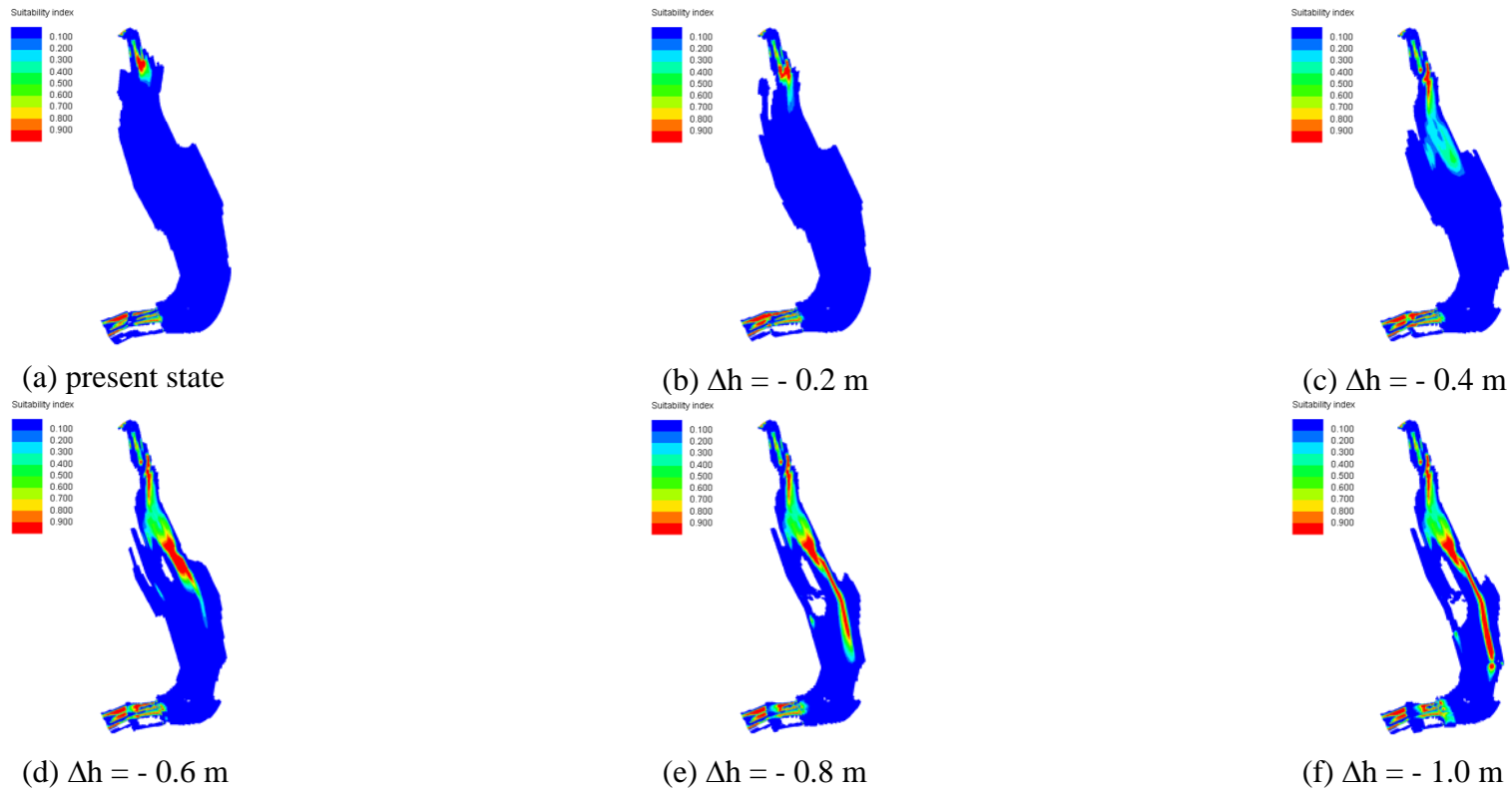


Figure 5. Weighted Useable Areas (WUAs) for $3.66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ modelling discharge.

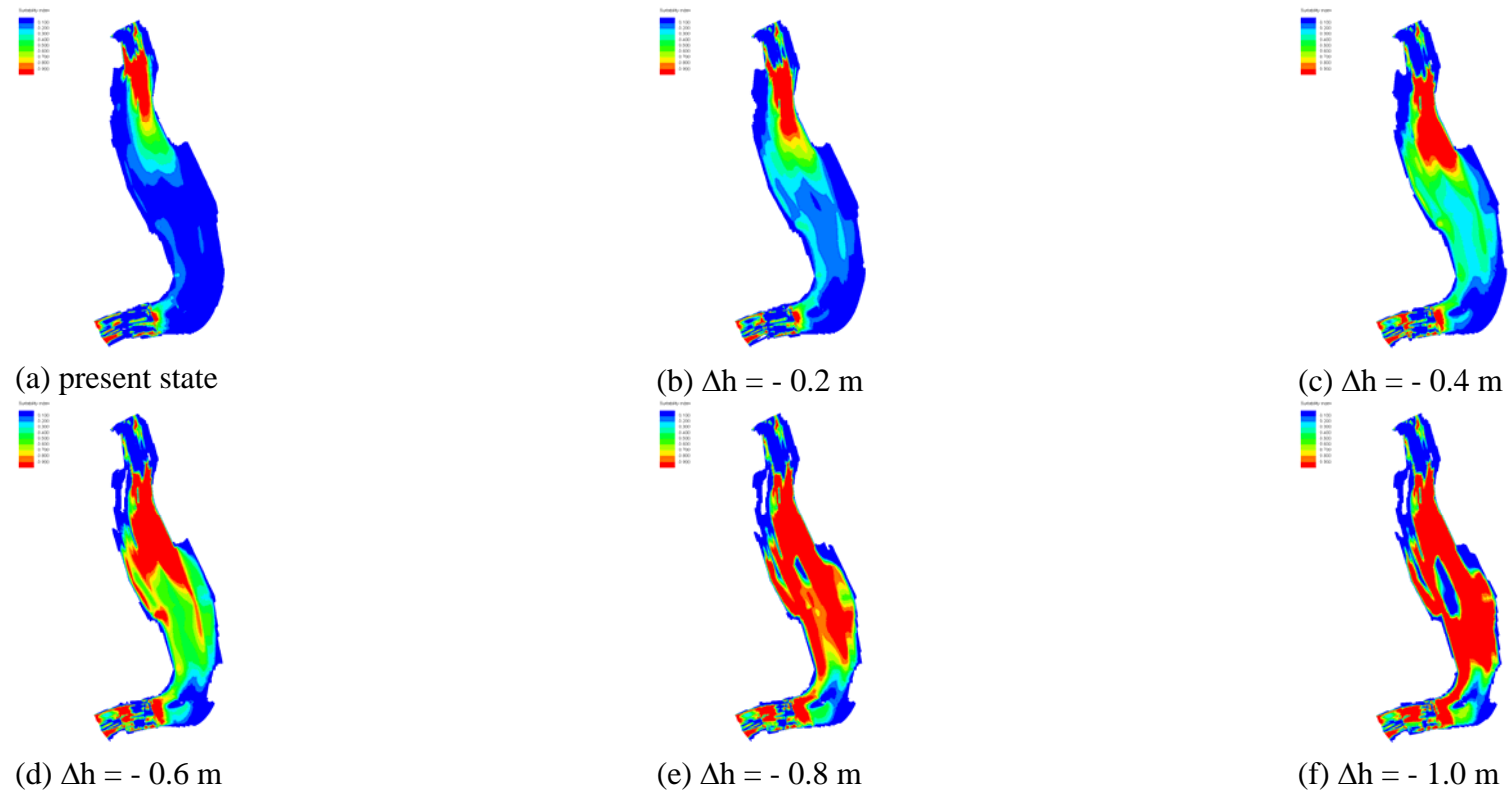


Figure 6. Weighted Useable Areas (WUAs) for $12.87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ modelling discharge.

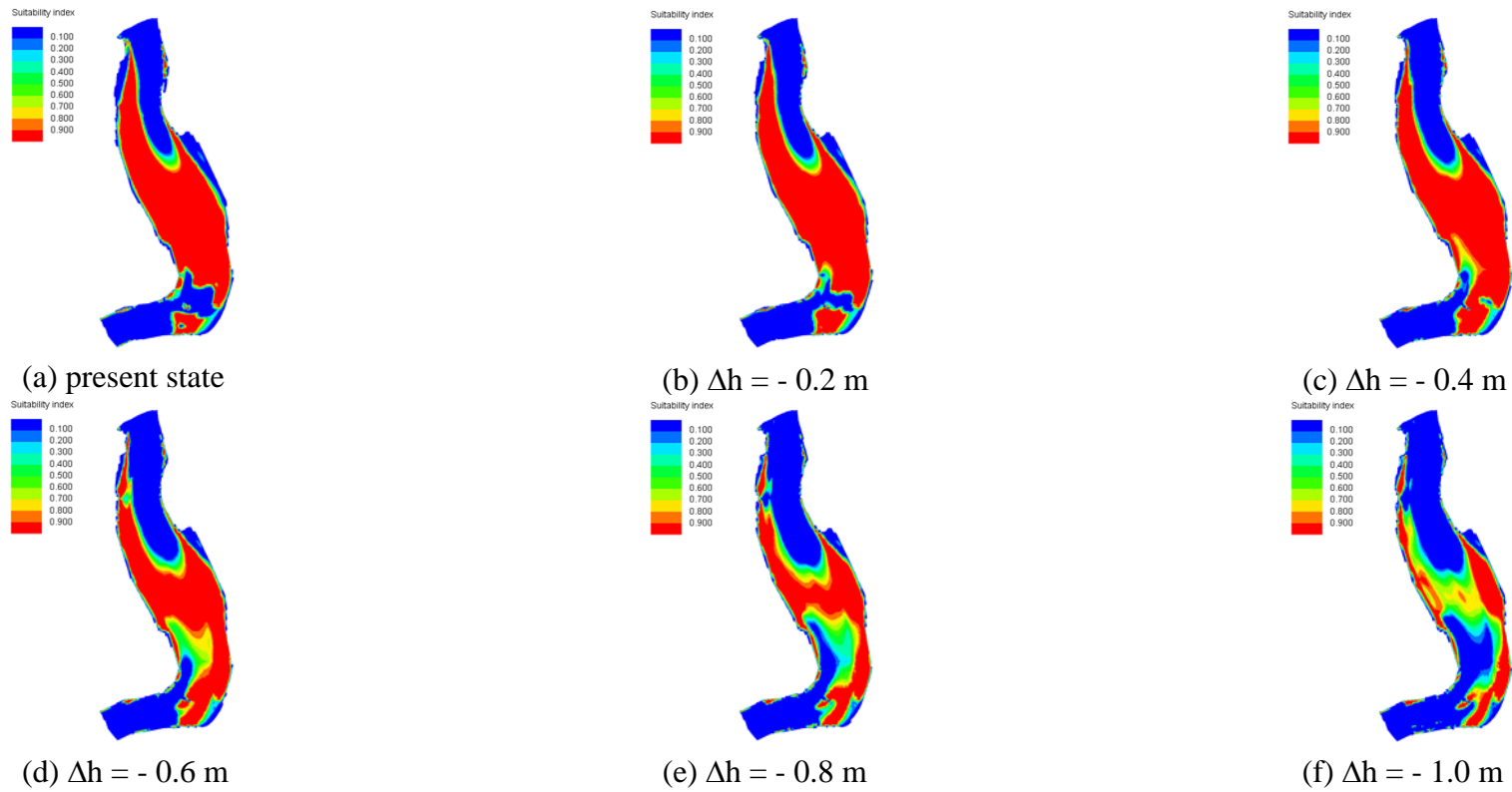


Figure 7. Weighted Useable Areas (WUAs) for $157.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ modelling discharge.

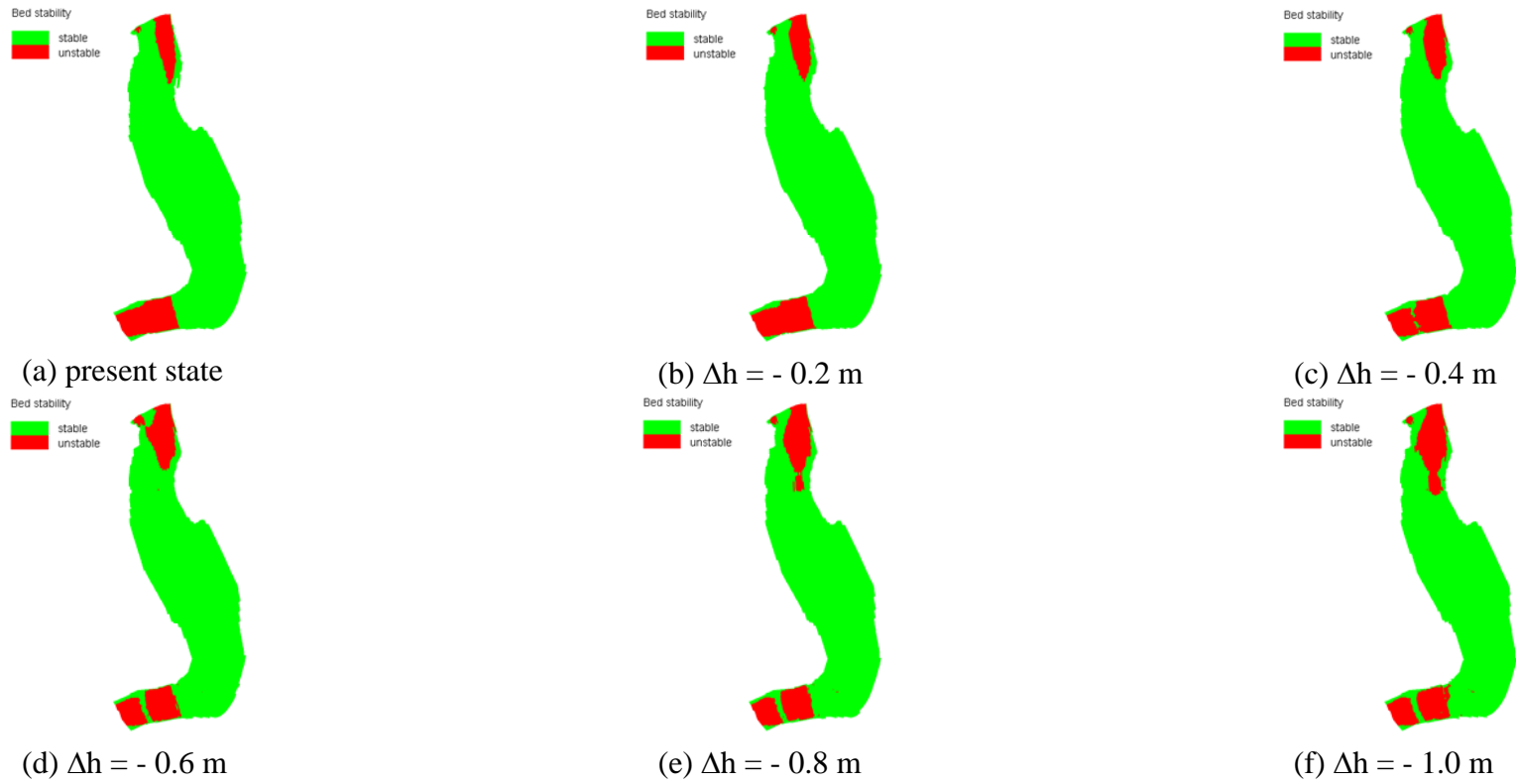


Figure 8. Stability analysis of $d_m = 55$ mm for $157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ modelling discharge; red = unstable areas, green = stable areas.

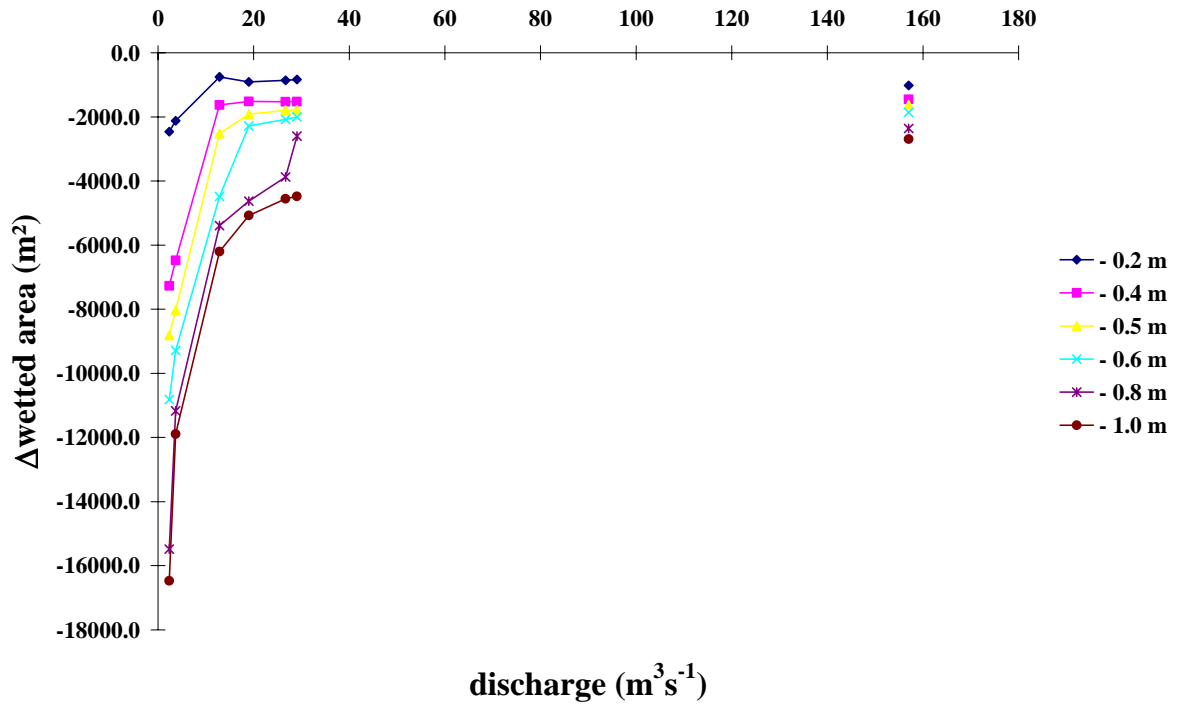


Figure 9. Changes in wetted area upstream of the weir crest in relation to discharge and the various scenarios for lowering weir height ($\Delta h = - 0.2 \text{ m} - 1.0 \text{ m}$).

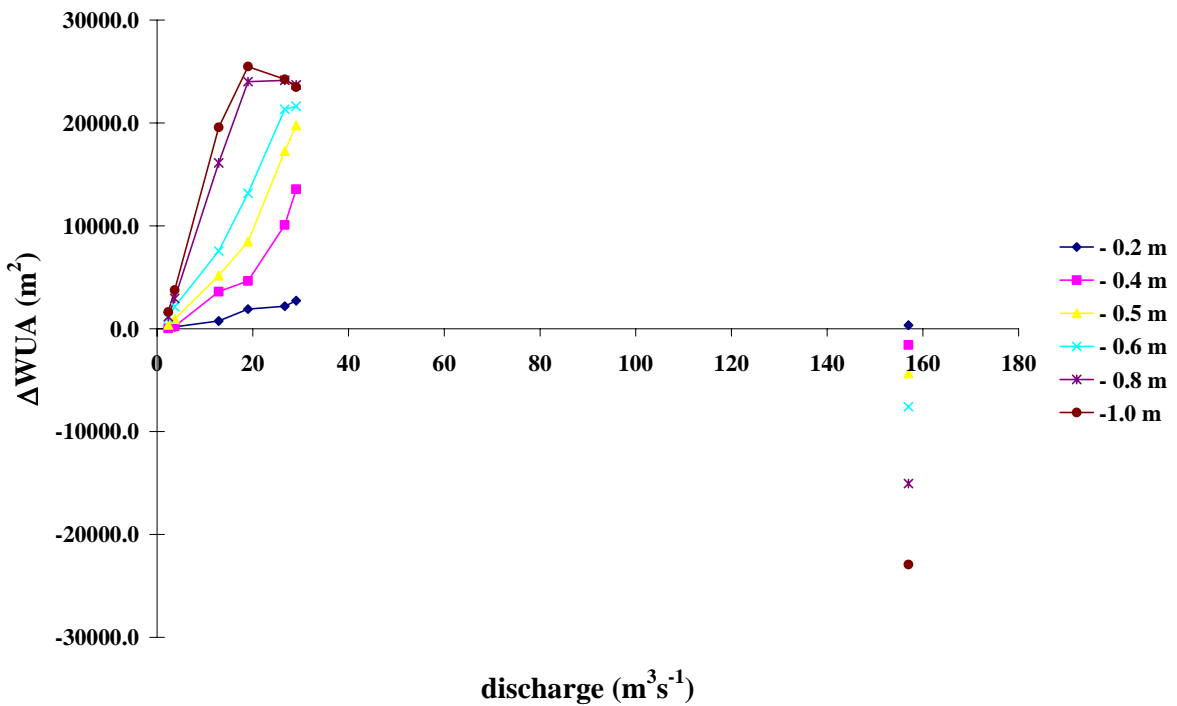


Figure 10. Changes in Weighted Useable Areas (WUAs) upstream of the weir crest in relation to discharge and the various scenarios for lowering weir height ($\Delta h = - 0.2 \text{ m} - 1.0 \text{ m}$); only high suitable habitats are presented ($SI = 0.9 - 1.0$).

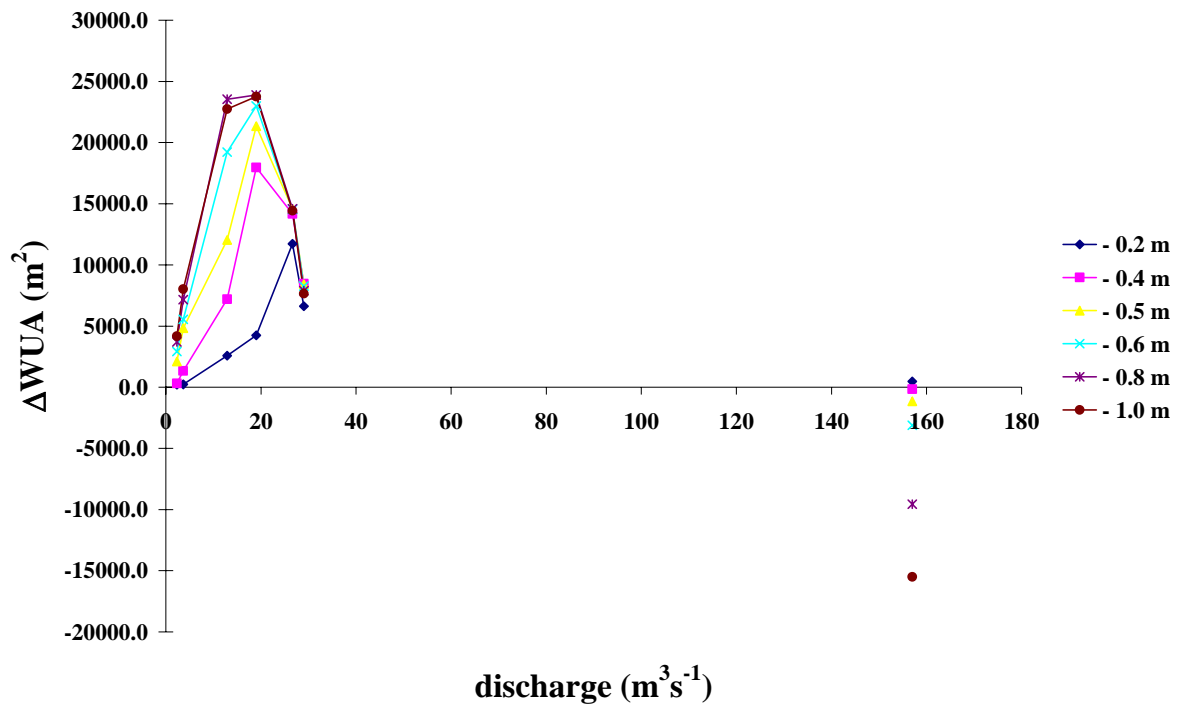


Figure 11. Changes in Weighted Useable Areas (WUAs) upstream of the weir crest in relation to discharge and the various scenarios for lowering weir height ($\Delta h = -0.2 \text{ m} - 1.0 \text{ m}$); both moderate and high suitable habitats are presented ($SI = 0.5 - 1.0$).

The changes in wetted area (decrease) were between -2463 m^2 ($\Delta h = -0.2 \text{ m}$) respectively -16468 m^2 ($\Delta h = -1.0 \text{ m}$) for $2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and -2123 m^2 ($\Delta h = -0.2 \text{ m}$) respectively -11891 m^2 ($\Delta h = -1.0 \text{ m}$) for $3.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Those differences between $\Delta h = -0.2 \text{ m}$ and $\Delta h = -1.0 \text{ m}$, however, become smaller ($< 5000 \text{ m}^2$) for modelling discharges $> 10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Figure 9). Moreover, for the various bathymetric scenarios ($n = 6$) no, respectively only minor changes have been calculated between $29.04 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and the discharge magnitude of a mean (annual) flooding ($157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Comparing the impacts on the reduction of wetted area between $\Delta h = 0.6 \text{ m}$ and $\Delta h = 1.0 \text{ m}$, it has to be stated, that a total difference of 34 % in spatial extent could be determined between the two scenarios for the lowest analysed discharge ($2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), which, however, decreases continuously (22% and 18 %) for modelling flows of $3.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and $12.87 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

4.2. Changes in longitudinal water surface elevation

Additionally, to changes in wetted area, the adjustment (lowering) of the weir was evaluated for its longitudinal impacts on water surface elevation. The results of this specific analysis are presented in Figures 12 – 17. Obviously the highest influences are given on the first 250 m upstream of the lateral obstruction. Within this range the lowering of the water surface elevation is more or less equal to the bathymetric changes which are presented in the various Figure captions (Figure 13 – 17). However, exception is given for Figure 12, for the

comparative analysis (discharges) for a weir adjustment of $\Delta h = -0.2$ m. For this specific scenario the decrease of water surface elevation was calculated for more than 350 m upstream of the investigated lateral obstruction. Nevertheless, the artificial lowering affects nearly the entire investigated reach (600 m length) for all investigated bathymetric and hydrologic scenarios ($n = 42$), however, the impact on water surface elevation is decreasing with increasing upstream distance (Figures 12 – 17).

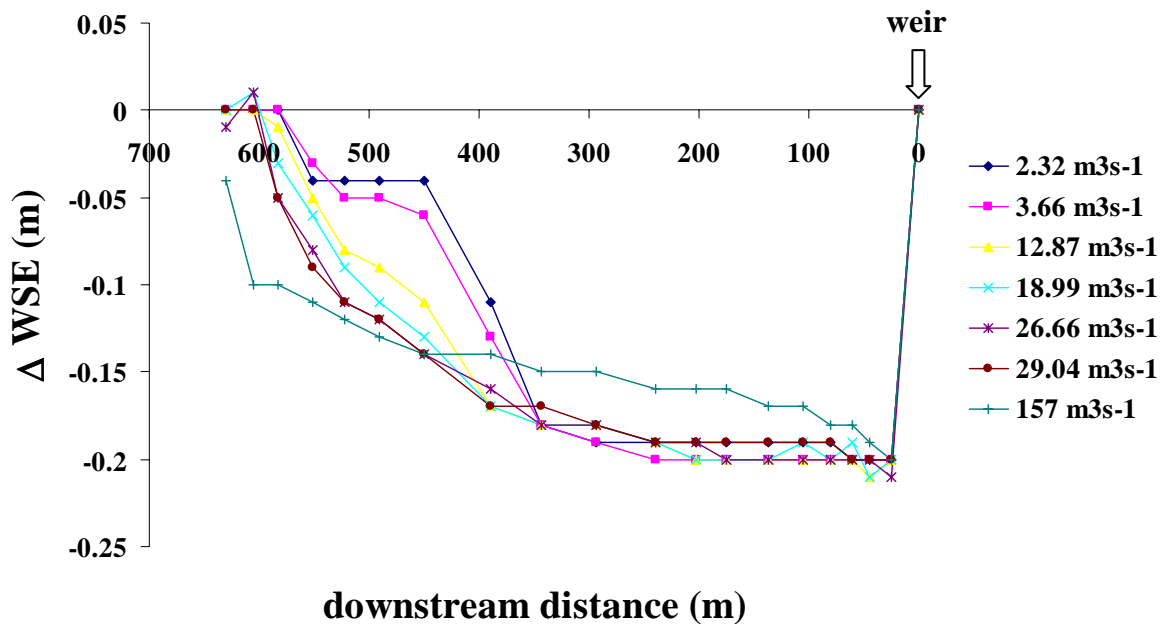


Figure 12. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 0.2 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} - 157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

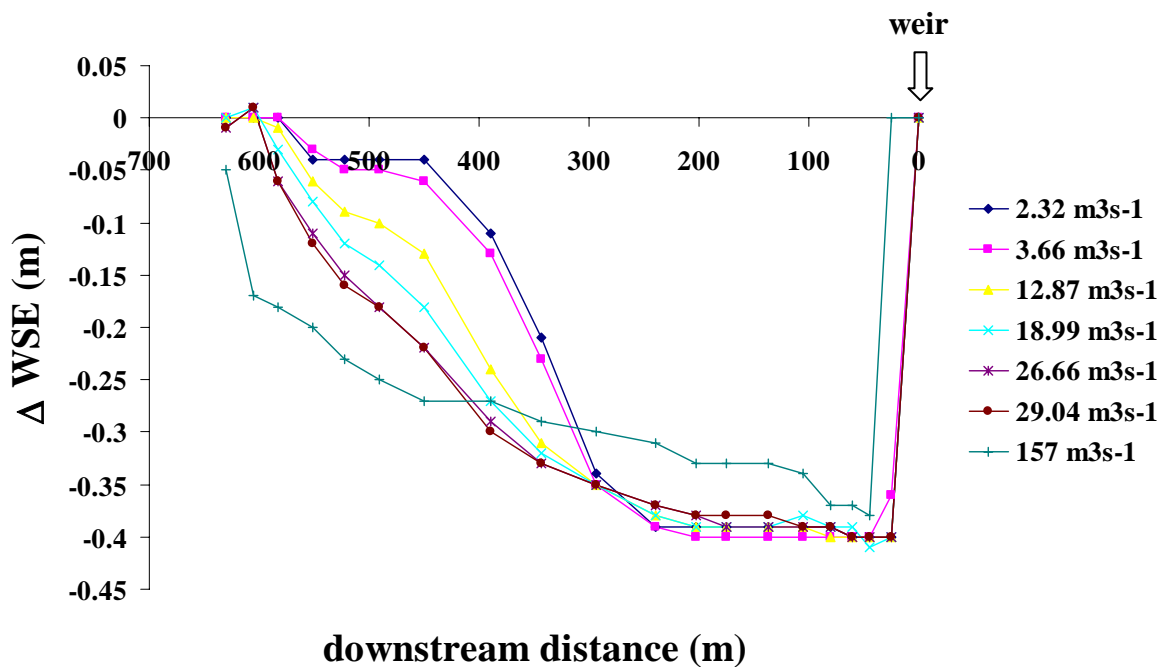


Figure 13. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 0.4 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} - 157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

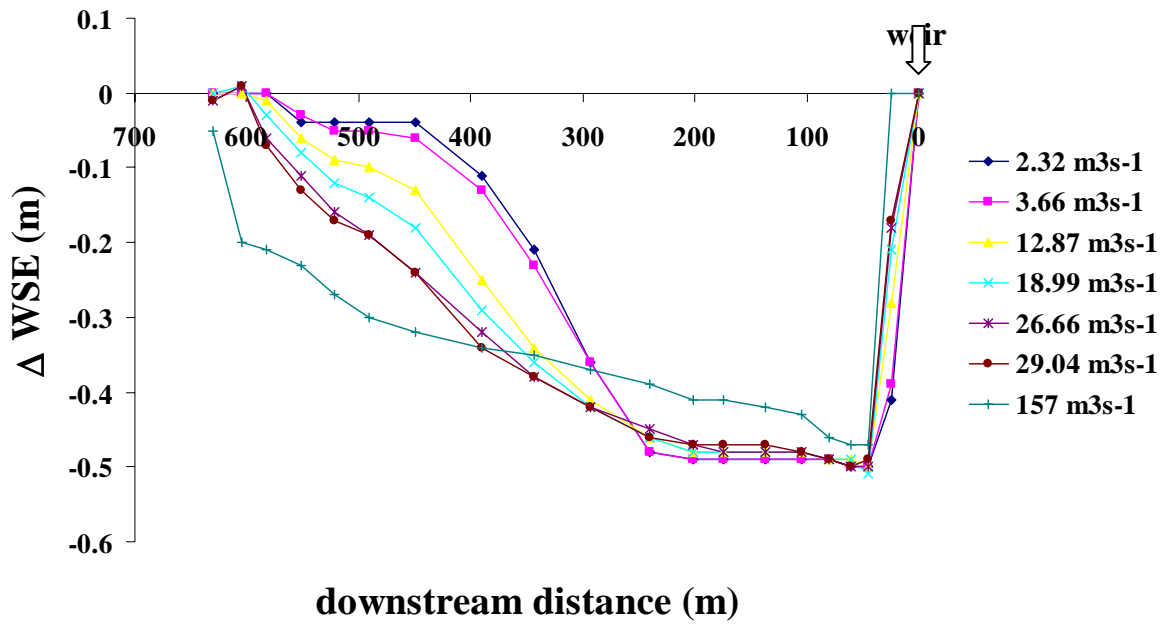


Figure 14. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 0.5 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

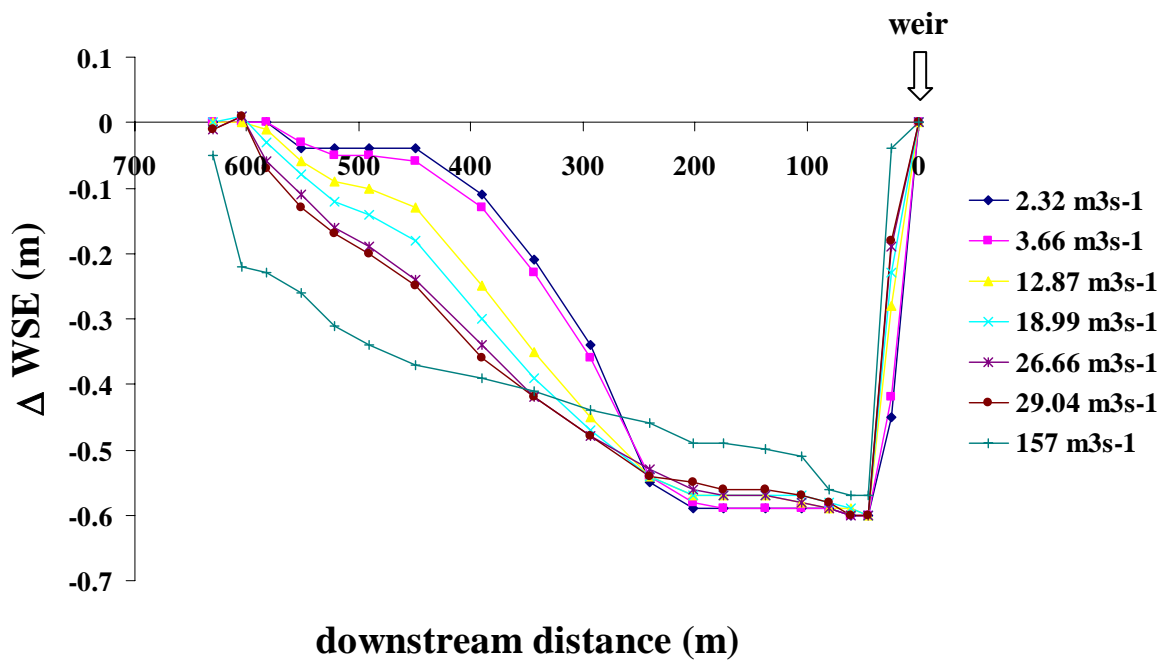


Figure 15. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 0.6 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

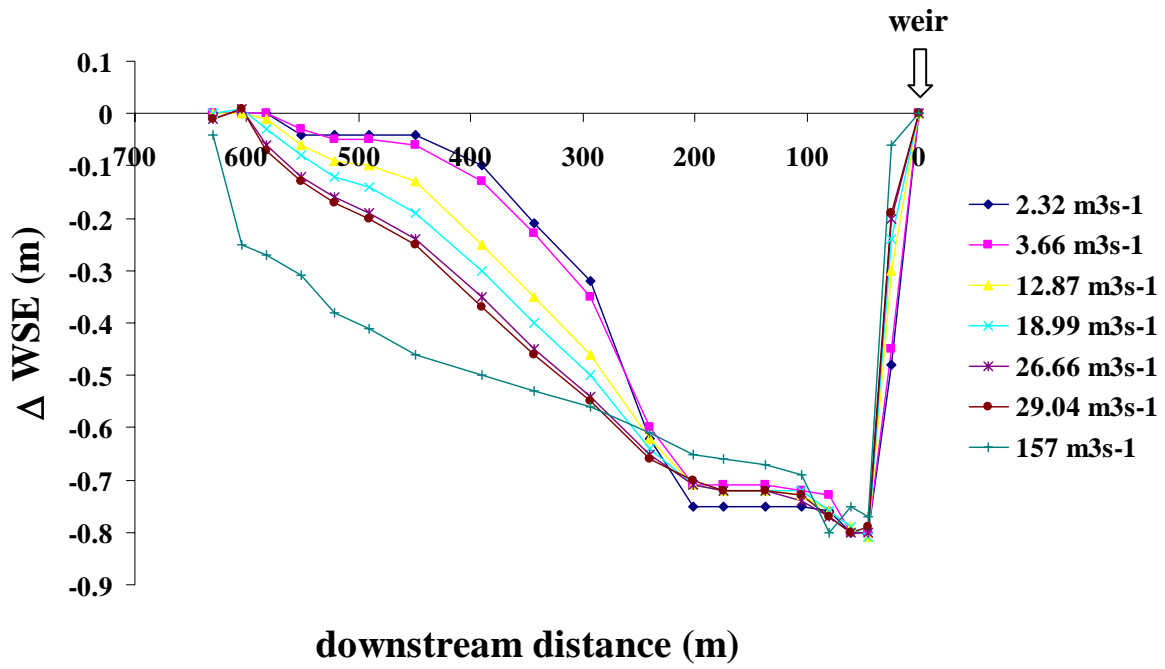


Figure 16. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 0.8 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} - 157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

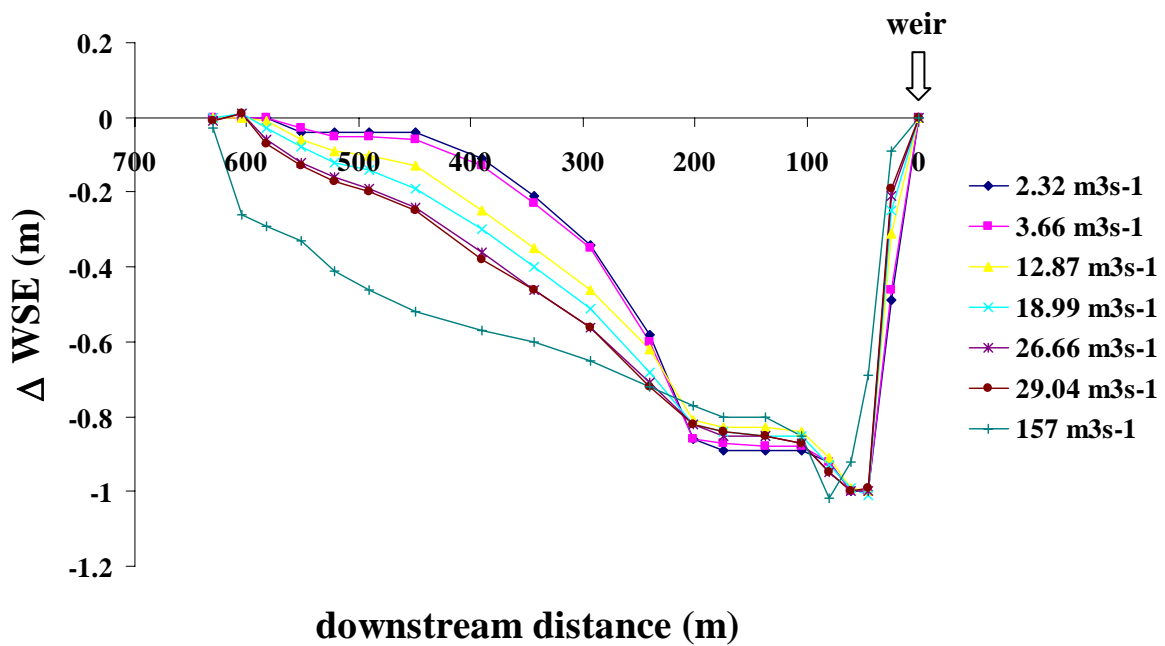


Figure 17. Longitudinal profile plot of changes in water surface elevation (m) due to 1.0 m lowering; data presented for a range of discharges ($2.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} - 157 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

5. Conclusions

Within a summarized view an **optimum scenario** for weir adjustment (lowering) at Kvina River is given for $\Delta h = -0.6$ m. On the one hand spawning habitat suitability based on depth-averaged flow velocity could be **increased** for both, the **very high suitable habitats** (SI = 0.9 - 1.0) and the **moderate to high suitable habitats** (SI = 0.5 – 1.0) within the range of crucial discharges during spawning period ($2.32 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 18.99 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). On the other hand the **decrease of wetted area**, as an important criterion for local inhabitants along the river, features only a **spatial extent of 66%** compared to the entire decrease of -16468 m^2 (100%) for **the maximum lowering of $\Delta h = -1.0$ m**. Additionally, more stable habitats are given at the upstream end of the investigated reach for suitable spawning gravel (e.g. $d_m = 5\text{cm}$) for the scenario $\Delta h = -0.6$ m compared to $\Delta h = -1.0$ m, despite the fact, that nearly the entire investigated area has been evaluated for stable conditions ($> 80\%$), independent of the investigated bathymetric ($\Delta h = -0.2 \text{ m} - \Delta h = -1.0 \text{ m}$) and hydrological scenarios ($26.66 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 157 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

6. Literature

- Abbott, M. B. 1979. *Computational hydraulics*. Pitman: London.
- Bhallamudi, S. M., Chaudhury, M. H. 1991. Numerical modelling of aggradation and degradation in alluvial channels. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **119**: 1145–1164, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- Bovee KD, Cochnauer T (1977) Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: Fisheries. Instream Flow Information Paper 3. U.S.D.I. Fish. Wildl. Serv., Office of Biol. Serv. FWS/OBS-77/63.
- Bozek MA, Rahel FJ (1992) Generality of microhabitat suitability models for young Colorado cutthroat trout (*Onchorynchus clarki pleuriticus*) across sites and among years in Wyoming streams. *Can J Fish Aquat Sci* 49:552-564. doi:10.1139/f92-065
- Correia, L. R. P., Krishnappan, G., Graf, W. H. 1992. Fully coupled unsteady mobile boundary flow model. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **118**: 476–494, DOI/10.1061/(ASCE)0733-9429.
- Mahmood, K., Yevjevich, V. 1975. *Unsteady Flow in Open Channels*, Water Resources: Fort Collins, USA.
- Meyer-Peter E, Müller P. 1949. Formulas for bed – load transport. International Association of Hydraulic Research, 2nd Meeting, Stockholm.
- Liggett, J. A., Cunge, J. A. 1975. Numerical methods of solution of the unsteady flow equations. In Mahmood K., Yevjevich V., (eds) *Unsteady Flow in Open Channels*, Vol. I, Water Resources: Fort Collins, Colorado; 89–179.
- Niekerk, A., Van Vogel, K. R., Slingerland R. L., Bridge J. S. 1992. Routing of Heterogeneous Size-Density Sediments Over a Movable Stream Bed: Model Development. *ASCE Journal of Hydraulic Engineering* **118**: 246–263.
- Nujic, M. 1999. Praktischer Einsatz eines hochgenauen Verfahrens für die Berechnung von tiefengemittelten Strömungen. Mitteilungen des Institutes der Bundeswehr München, Nr. 64.
- Pironneau, P. 1989. *Finite Element Methods for Fluids*. Masson: Paris.