

## Environmental Impact Mitigation of Solid Particles in Submarine Outfalls Systems. Case Study: Proposed Submarine Outfall for the Southern Part of Latakia

Dr. Samia Shibani\*

(Received 13 / 3 / 2022. Accepted 22 / 5 / 2022)

### □ ABSTRACT □

Many coastal cities around the world employ submarine outfall systems to discharge municipal wastewater into the marine environment. These outfalls vary in length and upstream treatment of the discharged wastewater. Considering that almost all outfalls in Latakia discharge wastewater directly onshore, they cause the accumulation of pollutants at beach which negatively affects the aesthetic, health and environmental aspects. This research proposes a submarine outfall system for the urban community at south Latakia, then it moves to study the fate of suspended solid particles, driven with wastewater into the receiving water, because of the pollutants they carry and the turbidity they cause and as a long-term pollution compared to bacterial pollution. The study is performed by coupling suspended solids deposition model with Lagrangian model that describes hydrodynamic behavior of buoyant jets. The case study was one of buoyant jets of the diffuser in the proposed submarine outfall in operating conditions close to real conditions. The study found that in normal conditions (still water and in presence of moderate current) the majority of solid particles of settling velocity 3-5 cm/s deposit in the near field and their quantity must be minimized upstream, while solid particles with settling velocity inferior to 0.3 cm/s have the tendency to deposit out of near field or stay suspended in water. These findings support that, wastewater before discharging, might undergo an enhanced primary treatment that can be designed economically and sustainably.

**Keywords:** Deposition, Lagrange model, Primary Treatment, Near field, Buoyant jet.

---

\* Assistant Professor, Department of Environmental Systems Engineering, Higher Institute of Environmental Research, Tishreen University, Latakia, Syria. Email: samia982@yahoo.com, samiachiban@tishreen.edu.sy.

## تخفيف الأثر البيئي للجزيئات الصلبة في أنظمة المصبات البحرية. حالة الدراسة: المصب البحري المقترح للقسم الجنوبي من مدينة اللاذقية

د. ساميه شيبان\*

(تاريخ الإيداع 13 / 3 / 2022. قُبِلَ للنشر في 22 / 5 / 2022)

### □ ملخص □

تعتمد بعض المدن الساحلية في العالم على أنظمة المصبات البحرية لتصريف مياه الصرف الصحي بشكل آمن إلى البيئة البحرية. تختلف هذه المصبات بأطوالها ودرجة المعالجة المسبقة لمياه الصرف فيها. بالنظر إلى أن مصبات الصرف الصحي في مدينة اللاذقية الواصلة إلى البحر، هي مصبات شاطئية في غالبيتها العظمى، فهي تسبب تراكم التلوث على الشواطئ مما يسيء للنواحي الجمالية، الصحية والبيئية. يقوم البحث باقتراح نظام مصب بحري للتجمع السكني، الواقع في جنوب اللاذقية، ثم ينتقل إلى دراسة مصير الجزيئات الصلبة المعلقة، المحمولة مع مياه الصرف في المياه المستقبلية، لما تحمله من ملوثات، وما تسببه من عكارة وبعابها تلوثاً طويلاً الأمد، مقارنة بالتلوث الجرثومي. تمت الدراسة بربط نموذج ترسيب الجزيئات الصلبة، مع نموذج لاغرانج للسلوك الهيدروديناميكي للنوافير الطافية. كانت حالة الدراسة هي إحدى النوافير الطافية، من الجزء الرذاذ في المصب البحري المقترح في شروط تشغيل قريبة من الشروط الحقيقية. وجدت الدراسة أنه في الظروف العادية (المياه الساكنة وبوجود تيار بحري متوسط الشدة) فإن الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب  $3-5 \text{ cm/s}$  تترسب بمعظمها في الحقل القريب، ويجب تخفيض كميتها قبل تصريفها، بينما الجزيئات ذات سرعة الترسيب  $0.3 \text{ cm/s}$  وما دون تميل إلى الترسيب خارج الحقل القريب، أو تبقى محمولة مع المياه. دعمت هذه النتائج اقتراحاً بأن تخضع مياه الصرف الصحي، قبل تصريفها، إلى المعالجة الأولية المحسنة، التي من الممكن أن تصمم بشكل اقتصادي ومستدام.

**الكلمات المفتاحية:** الترسيب، نموذج لاغرانج، المعالجة الأولية، الحقل القريب، النافورة الطافية.

\* مدرس، قسم هندسة النظم البيئية، المعهد العالي لبحوث البيئة، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

Email: samia982@yahoo.com , samiachiban@tishreen.edu.sy

## مقدمة:

يؤدي تصريف مياه الصرف الصحي في بعض المدن الساحلية إلى البحر مباشرةً، بالقرب من الشاطئ، إلى آثار بيئية عديدة بسبب محتواها من المواد الصلبة المعلقة والمواد العضوية والمواد السامة، بالإضافة إلى غناها بالعوامل المرضية. لتخفيف هذا الأثر، يتم استخدام مصبات وأجزاء رذاذ تعمل على حمل التصريف بعيداً عن الساحل وعلى أعماق كبيرة في كثير من الحالات. في البحر الأبيض المتوسط، يكون تأثير الملوث في البحر ضمن ثلاثة مقاييس مكانية: المنطقة القريبة من التأثير، المنطقة الشاطئية وعلى المقياس المناطقي. إن البيئة المتوسطة حساسة بدرجات مختلفة تبعاً للمناطق لأربعة أنواع من التلوث: بالمواد الصلبة المعلقة، المواد العضوية، المواد السامة والبكتيريا. تكون التأثيرات التي يجب تقييمها في بيئة المتوسط على مياه السباحة باستثناء بعض مناطق زراعة الأصداف وكذلك حماية البيئة البحرية بحد ذاتها.

المصب البحري النموذجي هو أنبوب طويل ينقل مياه الصرف لتصريفها بعيداً عن الشاطئ، وينتهي بجزء رذاذ عبارة عن أنبوب مثقب تخرج مياه الصرف إلى البحر عبر فتحاته، التي تبعد عن بعضها البعض بشكل يضمن أكبر انحلال لمياه الصرف ضمن البيئة البحرية. عندما تخرج مياه الصرف من فتحات الجزء الرذاذ فهي تمتزج مع مياه البحر، وتصدع إلى الأعلى، بسبب فرق الكثافة بينهما، مشكلة نافورة مضطربة تسمى بالحقل القريب. يمكن أن تمتد النافورة لعدة عشرات من الأمتار، ويأخذ صعودها إلى سطح البحر عدة دقائق قبل أن تتحرك بشكل أفقي مع التيارات البحرية مشكلة ما يسمى بالحقل البعيد.

يضمن التصميم المناسب للجزء الرذاذ والطول المناسب للمصب البحري وصول التلوث الجرثومي إلى الشاطئ بتركيز أقل من التركيز المسموح لاستخدام الشاطئ للسباحة. يعتبر التلوث الجرثومي تلوثاً قصير الأمد إذ أن البيئة البحرية ليست بيئة مثالية لنمو الكائنات المرضية المحمولة مع مياه الصرف الصحي لعوامل عدة منها ملوحة مياه البحر، وجود الكائنات المفترسة لها، أشعة الشمس.. لذا لا يتعدى الزمن اللازم لتموت 90% من البكتيريا في هذه الظروف ثلاث ساعات. بينما تترسب المواد الصلبة المعلقة أو تبقى في عمود الماء حاملة معها الكثير من الملوثات، التي تكون عرضة للانتشار والتشتت والتأثير السلبي عند أي اضطراب في حركة المياه (Lick, 2009).

يزيد وجود المواد المعلقة في مياه الصرف الصحي من العكارة في البيئة البحرية وبالتالي يقلل من انتقال أشعة الشمس وتأثيرها المطهر؛ مما يحفز على انتشار التلوث البكتيري. كذلك، فإنها تترسب على قاع البحر وتغير النظام البيئي ويمكن أن تكون عرضة للعودة إلى الحالة المعلقة بسبب التيارات البحرية. لهذه الأسباب فإن الحد من وصولها إلى البيئة البحرية يشكل خط الدفاع الأول، ومعرفة سلوكها ضمن هذه البيئة يشكل خط الدفاع الثاني، الذي لا بد منه لاتخاذ الإجراءات المناسبة كتنجريف للقاع بجوار المصب، أو اقتراح سبل تحسين المعالجة على الشاطئ (Shiban et al., 2011).

تقوم العديد من الدراسات الحديثة على دراسة الأثر البيئي لمياه الصرف على البيئة البحرية وتقييم سيناريوهات الحل المختلفة. في دراسة Roth et al. 2016 تم دراسة تأثير المصب البحري على جودة المياه في منطقة سلفادور في البرازيل، بطول 2.35 km قطر 1.75 m وتدفق  $8.3 \text{ m}^3/\text{s}$ . كان تأثير مياه الصرف الخام غير المعالجة واضحاً لمسافة ستة كيلومترات بعد نقطة التصريف، كما أظهرت الدراسة دور الرياح الموسمية وتيارات المد والجزر بتحديد اتجاه حركة سحابة التلوث، وأشارت إلى ضرورة معالجة مياه الصرف قبل تصريفها إلى البحر.

قام de-la-Ossa-Carreteror et al. 2016 بدراسة تأثير استراتيجيات معالجة مياه الصرف المختلفة على البيئة البحرية المستقبلية ل 18 حالة دراسة في إسبانيا وبين أن تأثير التلوث الناتج عن مياه الصرف الخام يمتد على مساحة أكبر كلما زاد تدفق المياه المصرفة. كانت العوامل المؤثرة على الأثر البيئي لمياه الصرف على الترتيب هي مستوى المعالجة، معدل التدفق، موقع المصب.

تستخدم ساوبالو في البرازيل تسعة مصبات لمياه الصرف الصحي المعالجة مبدئياً ثم مطهرة بالكور والتي تتم مراقبتها بشكل منهجي منذ عام 2002. أظهرت بيانات المراقبة أن التأثيرات السلبية لمياه الصرف الصحي على البحر تتعلق بشكل أساسي بالرسوبيات، التي زاد محتواها من المواد العضوية والمغذيات، وقد تأثرت جودة المياه في حالات محدودة (Lamparelli et al. 2016). أشارت الدراسة أيضاً إلى التعقيد والكلفة العالية لبرامج مراقبة البيئة البحرية وخاصة في البلدان النامية.

قام Al Mamoon et al. 2020 بتقييم الخطر الناتج عن المصبات الشاطئية لتصريف مياه العواصف المطرية في خليج الدوحة في قطر، اعتماداً على نمذجة تشتت الملوثات باستخدام برنامج Mike 3 للمحاكاة الهيدروديناميكية ثلاثية الأبعاد. كانت مؤشرات التلوث المدروسة هي الجزيئات الصلبة، بكتيريا الكوليفورم الغائطية والنتروحين الكلي. أظهرت النتائج ارتفاع مؤشرات التلوث بجوار نقط التصريف وكانت القيم أعلى لمسافات أكبر عند مصب واحد. كان معدل ترسب الجزيئات الصلبة يزيد عن  $25 \text{ g/m}^2$  ضمن نطاق 250m حول المصبات المدروسة. في دراسة Grogan and Mallin 2021 تم تصميم غرفة ترشيح لمياه العواصف المطرية قبل تصريفها عبر مصب بحري في كارولينا في الولايات المتحدة لتخفيف حمولة التلوث من الكوليفورم الغائطية، المواد الصلبة المعلقة والمغذيات.

### أهمية البحث وأهدافه:

لتصريف مياه الصرف الصحي إلى البحر، دون معالجة تأثير سلبي على البيئة البحرية، وعلى السكان القاطنين جوار الشاطئ، وكذلك على السياحة والاصطياف في مدينة ساحلية سياحية كاللاذقية. يهدف هذا البحث إلى اقتراح منظومة متكاملة اقتصادية وفعالة لتصريف مياه الصرف الصحي للتجمعات السكنية الصغيرة البعيدة عن موقع محطة المعالجة، المخطط إنشاؤها في شمال المدينة، مما يخفف الأثر البيئي لهذا التصريف، أخذين التلوث بالجزيئات الصلبة، كمعيار لتحديد درجة المعالجة على الشاطئ.

### طرائق البحث ومواده:

#### 1. حالة الدراسة

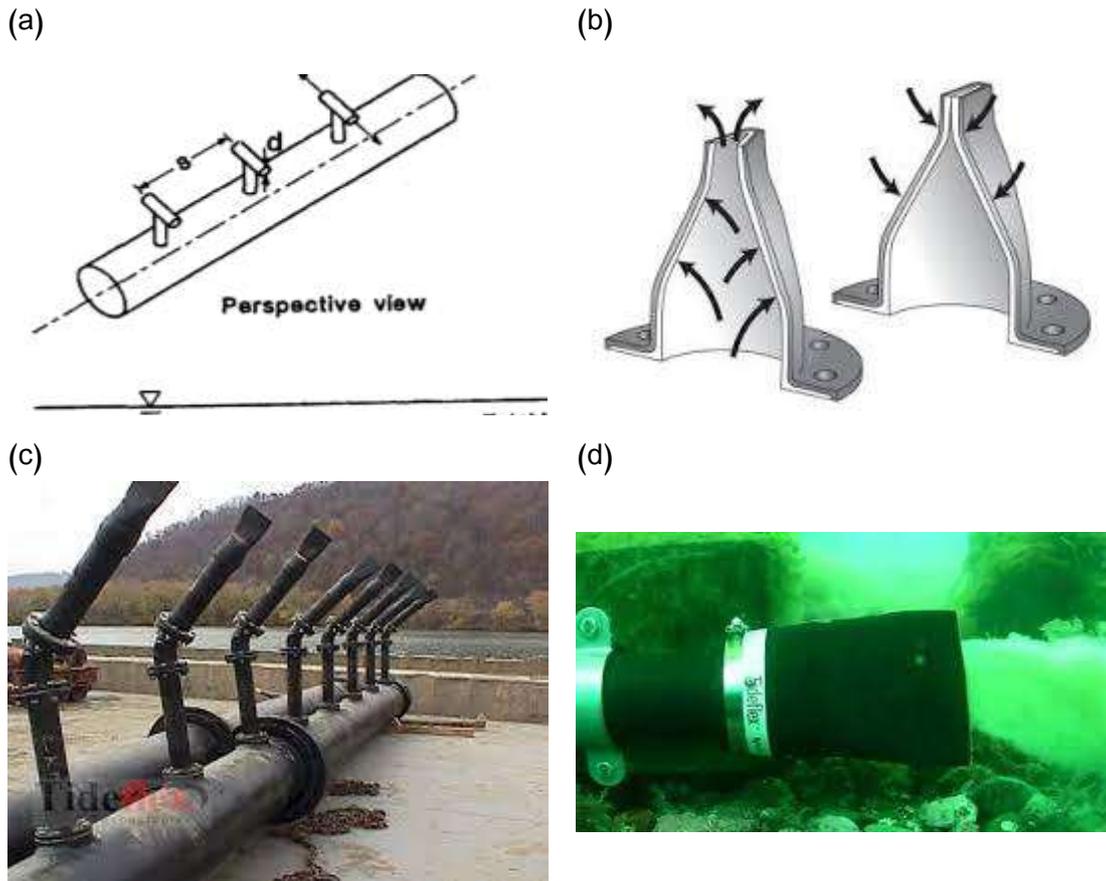
في دراسة مصبات التجمعات الساحلية، ذات الحجم الصغير إلى المتوسط، ليس من المبرر دائماً الحصول على بيانات حقلية تفصيلية لإيجاد الطول المناسب للمصب البحري، لما يرافق الحصول على هذه البيانات من كلف عالية وتقنيات قد لا تكون متوفرة. لذا توفر النمذجة خياراً جيداً ذو كلفة مقبولة. يحسب طول المصب اعتماداً على الانحلال الكلي الذي ينقسم إلى جزئين: انحلال الحقل القريب وانحلال الحقل البعيد الذي يتضمن التشتت والتحلل.

من المخطط إنشاء محطة معالجة مركزية لمدينة اللاذقية في شمالها بالقرب من رأس ابن هانئ، لذا سيكون من المناسب إنشاء مصب بحري للقسّم الجنوبي من المدينة، المنخفض جغرافياً والقريب من البحر، عوضاً عن نقل مياه الصرف الصحي إلى شمال المدينة، لما لذلك من كلفة اقتصادية أولية وتشغيلية، نظراً للحاجة إلى تشغيل محطات ضخ (الشكل 1).



الشكل (1) موقع محطة المعالجة المركزية المقترحة لمدينة اللاذقية في المروج شمال اللاذقية وموقع منظومة المصبب البحري في القسم الجنوبي من المدينة.

يتألف التصميم الأكثر انتشاراً للجزء الرذاذ والذي يوفر انحلالاً جيداً، مع إمكانية تطبيقه تقنياً واقتصادياً، من صواعد بارتفاع 30 cm تنتهي بفتحة أو بفتحتين متقابلتين قطر الواحدة الكلي 15cm مزودتان بسكر منقار البطة (Duckbill valve) الذي تتسع فتحته بزيادة الغزارة المصرفة لمنع دخول مياه البحر إلى داخل الأنبوب، بدءاً من شق مستقيم تقريباً عند الغزارات الضعيفة فقطع ناقص وصولاً إلى الفتحة الكروية عند تمرير الغزارة الأعظمية. وتكون الفتحة مائلة نحو الأعلى بزاوية 15° تقريباً وذلك لمنع احتكاك المياه الخارجة من النافورة مع القاع (الشكل 2). يعتمد طول الجزء الرذاذ على حجم المياه المصرفة ويقضي التصميم العملي النموذجي بأن يعطى طول 2.5m من الجزء الرذاذ لكل 1000m<sup>3</sup>/d من مياه الصرف في حال أخذ فتحتين متقابلتين أي تكون الصواعد على شكل حرف T (Economopouloss 2001).



الشكل (2) a - شكل تخطيطي للجزء الرذاذ مع صواعد بفتحتين متقابلتين (T-riser)، b . آلية عمل صمام فم البطة ( Duckbill valve)، c . نموذج حقيقي للجزء الرذاذ مزود بصواعد ذات فتحة واحدة مائلة نحو الأعلى، d . صمام فم البطة يقوم بتصريف مياه الصرف في عمق البحر.

تم تحديد الطول المناسب للمصب في ظروف ساحل مدينة اللاذقية حسب دراسة (Shiban et al., 2010) وذلك بالاستعانة ببرنامجي محاكاة (Visjet, Cormix) وبالطريقة التخطيطية المقدمة من قبل (Economopoulou, 2001) وذلك أخذين بالاعتبار عدة سرع واتجاهات للتيارات البحرية، وكذلك حالة التطبق الحراري للمياه صيفاً ليخدم 200 000 شخصاً مكافئاً باستهلاك وسطي  $100 \text{ l/d}$  مما يشكل غزارة  $20\ 000 \text{ m}^3/\text{d}$  فكان الطول المقترح  $1500 \text{ m}$  وبجزء رذاذ طوله  $50 \text{ m}$ .

لدراسة الترسيب في الحقل القريب، سيتم أخذ معطيات قريبة من المعطيات الحقيقية كتلك الواردة في الجدول (1). يتم اختيار القيمة الدنيا لسرعة التصريف، والتي تسمح بالتسريب في الحقل القريب ( $V_0=1\text{m/s}$ ) كذلك العمق الأكبر للمياه، الذي يسمح بأطول مسار لنافورة مياه الصرف في الحقل القريب ( $z_{sea}=10 \text{ m}$ ) وبالتالي أكبر كمية ترسيب في الحقل القريب، بالنسبة للكثافة ( $\rho_0=1000 \text{ kg/m}^3$ ) وكثافة الوسط المحيط ( $\rho_a=1020 \text{ kg/m}^3$ ). في البداية ستتم دراسة السلوك الهيدروديناميكي للنافورة ثم ترسيب الجزيئات الصلبة ذات سرع الترسيب العالية نسبياً في الحقل القريب.

الجدول (1). المواصفات التقريبية لفتحة التصريف والجريان في أحد فتحات الجزء الرذاذ في المصب البحري المقترح في القسم الجنوبي من اللاذقية (طول المصب 1500 m، طول الجزء الرذاذ 50 m).

$D$ (cm)	$V_0$ (m/s)	$\rho_0$ (kg/m <sup>3</sup> )	$\phi_0$	$\rho_a$ (kg/m <sup>3</sup> )	$z_{sea}$ (m)
7→15	1→3.5	996→1003	15°	1018→1022	5→10

$D$  قطر فتحة التصريف (القطر 15 cm للأنبوب الجديد لكنه عرضة للتضييق بفعل بعض الانسدادات) ،  
 $V_0$  السرعة الابتدائية للفتحة (التي تختلف باختلاف غزارة المياه المصرفة والقطر الحقيقي للفتحة)،  
 $\rho_0$  كثافة الجريان الخارج (مياه الصرف الصحي)،  
 $\phi_0$  زاوية ميل التصريف مع الأفق،  
 $\rho_a$  كثافة المياه المستقبلية،  
 $z_{sea}$  عمق المياه عند نقطة التصريف (لم يتم تحديد موقع المصب بشكل دقيق).

## 2. مواصفات الجزينات الصلبة في التصريف المعاشي ودور مراحل المعالجة في تخفيضها

تعد معرفة التوزيع الحجمي للجزينات الصلبة المحمولة مع مياه الصرف أمراً أساسياً لعدة أسباب. أولها، أن لحجم الجزية دوراً أساسياً مؤثراً على سرعة ترسيبها، والذي يكون عاملاً حاسماً في تصميم منظومات المعالجة الأولية وأحواض الترسيب، وكذلك في مصير هذه الجزينات عند تصريفها مع مياه الصرف إلى المياه الطبيعية. كما يختلف انجذاب الملوثات العضوية والكيميائية إلى الجزينات الصلبة باختلاف أحجامها وكثافتها، فإزالة جزء من الجزينات الصلبة أثناء المعالجة يضمن إزالة طيف واسع من الملوثات وينسب معروفة تقريباً (Ravi 2018).

في المعالجة الابتدائية، تتم إزالة المواد الصلبة الخشنة من رتبة المليمتر، ووجودها يحمي المصب البحري من الانسداد بشكل أساسي، وهي غير كافية من الناحية التقنية والبيئية. في المعالجة الأولية يتم إزالة المواد الصلبة من أجزاء المليمتر (0.15–0.5 mm) وهي الخيار المعتمد في المصبات البحرية للتجمعات السكنية الصغيرة، التي يكون أثرها البيئي محدوداً على البيئة المستقبلية، ويمكن تحسين المعالجة في مراحل لاحقة في حال تراكم تأثيرها السلبي كما هو الحال في العديد من أنظمة المصبات البحرية، التي أنشأت في التسعينات حيث تم تحديثها مؤخراً إلى معالجة أولية محسنة كيميائياً (Chemically-Enhanced Primary Treatment) (Choi et al., 2022).

نتيجة عدم تجانس المواد الصلبة المعلقة في الجريانات المعاشية في الحجم و الأشكال والطبيعة والكثافة، عدا عن نكتلتها مع بعضها البعض، فإن تطبيق العلاقات التقليدية لحساب سرعة ترسيب الجزينات الصلبة، غالباً ما يقود إلى نتائج مغلوطة (Ashely 2004, Chebbo and Gromaire 2009, Ying and Sansalone 2011, Zgeib et al. 2011). من الجدير بالذكر وجود العديد من القيم المرجعية. يظهر الجدول 2 مجالات سرع الترسيب، حسب أقطار الجزينات الصلبة المحتمل وجودها في مياه الصرف الصحي. حسب الجدول 2 فإن ترسيب جزينات الرمل سريع وكبير بفعل الكثافة العالية للرمل. بالمقابل، فإن سرعة ترسيب المواد المعلقة منخفضة كثيراً بسبب الكثافة المنخفضة لهذه المواد والعائدة لمحتواها العالي من المادة العضوية. يتم ترسيب هذه المواد بتجمع الجزينات مع بعضها، مما يسمح بتشكيل عناصر أكبر حجماً تترسب بالنتيجة، فسرعة ترسيب الجزينات تتناسب مع مربع قطرها حسب قانون ستوكس. للتركيب الحجمي للمواد الصلبة في مياه الصرف الصحي دور أساسي في اختيار طريقة المعالجة المناسبة ومعرفة مصير الملوثات في مراحل المعالجة المختلفة والبيئة المستقبلية (Arimi 2018, Gursoy-Hakseventler).

and Arslan–Alaton 2020). يظهر الجدول 3 تأثير مراحل المعالجة المختلفة على إزالة مؤشرات التلوث ومنها المواد الصلبة المعلقة ويظهر الجدول 4 أن الجزيئات الصلبة الأكبر من 100 µm ترتبط بحوالي 40 % من حمولة COD في مياه الصرف المعاشية. وحسب الشكل (3) فإن الجزيئات الصلبة ذات الأقطار 15 – 45 µm هي الأكثر تواجداً في مياه الصرف المعاشية في الطقس الجاف.

الجدول (2). سرعة الترسب كتابع لقطر الجزيئات (Bourrier et al. 2010).

طبيعة الجزيئات	كثافة الجزيئات	سرعة ترسب الجزيئات (m/h) حسب قطرها (mm)						
		1	0.5	0.2	0.1	0.05	0.01	0.005
الرمل	2.65	502	258	82	24	6.1	0.3	0.06
الفحم	1.50	152	76	26	7.6	1.5	0.08	0.015
المواد الصلبة المعلقة في التصريف المعاشي	1.20	122	61	18	3	0.76	0.03	0.008

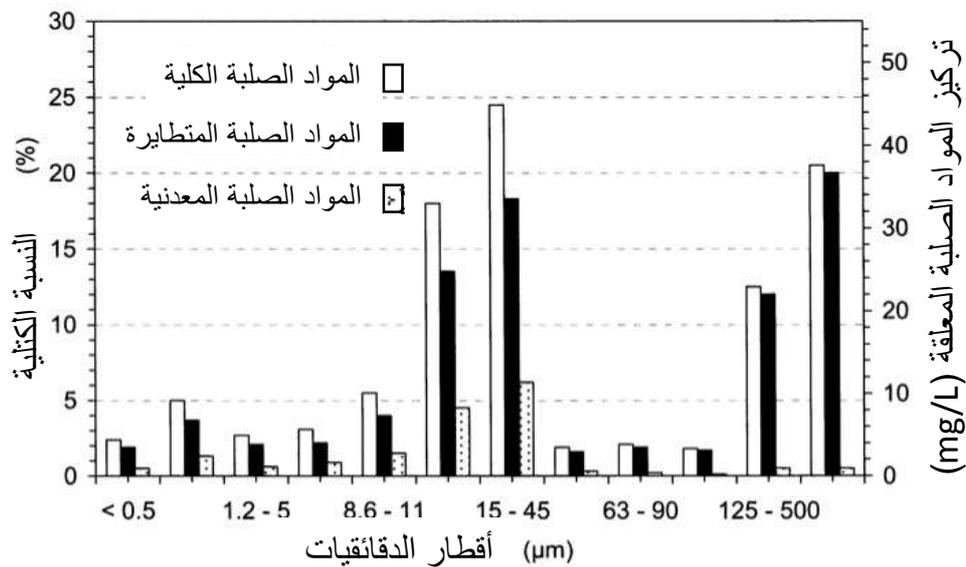
الجدول (3). فعالية إزالة الملوثات في مختلف مراحل المعالجة (UNEP and WHO 1996)

عملية المعالجة	فعالية الإزالة (%)						
	BOD <sub>5</sub>	COD	TSS	N	P	TC	
معالجة ابتدائية	0-5	0-5	0-10	-	-	0-10	
معالجة أولية	30-40	30-40	50-65	10-20	10-20	25-75	
معالجة أولية محسنة كيميائياً	50-70	50-70	80-90	20-30	70-90	40-80	
معالجة ثانوية	الحماة النشطة	80-95	80-85	80-90	10-30	10-25	80-90
	الأراضي الرطبة	90-95	85-95	60-80	20-90	10-35	90-98
	إزالة المغذيات (N+P)	95-97	85-90	90-95	70-95	70-90	80-90
التطهير	-	-	-	-	-	98-99	
المعالجة المتقدمة	>99	>90	>99	>96	>98	* 10 <sup>-6</sup>	
مفاعلات الأغشية البيولوجية							
المرشحات المزروعة بالقصب	95-98	85-90	90-95	85-90	85-90	90-98	

BOD<sub>5</sub>: الطلب البيولوجي للأوكسجين في خمسة أيام ; COD: الطلب الكيميائي للأوكسجين ; TSS: المواد الصلبة المعلقة، N: الأزوت P: الفوسفور TC: الكوليفورم الكلي.

الجدول (4). التوزيع الحجمي للجزيئات الصلبة المرتبطة بمؤشر التلوث COD في مياه الصرف المعاشية

مياه الصرف المعاشية (Levine et al. 1991)					
قيمة COD	COD fractions	<0.001µm	0.001-1 µm	1-100 µm	>100 µm
-	النسبة (%)	18-50	9-19	10-31	15-43
مياه الصرف المعاشية (Dulekgurgen et al. 2006)					
قيمة COD (mg/l)	COD fractions	<0.45µm	0.45-1.6 µm	>1.6 µm	
440	النسبة (%)	26	9	65	

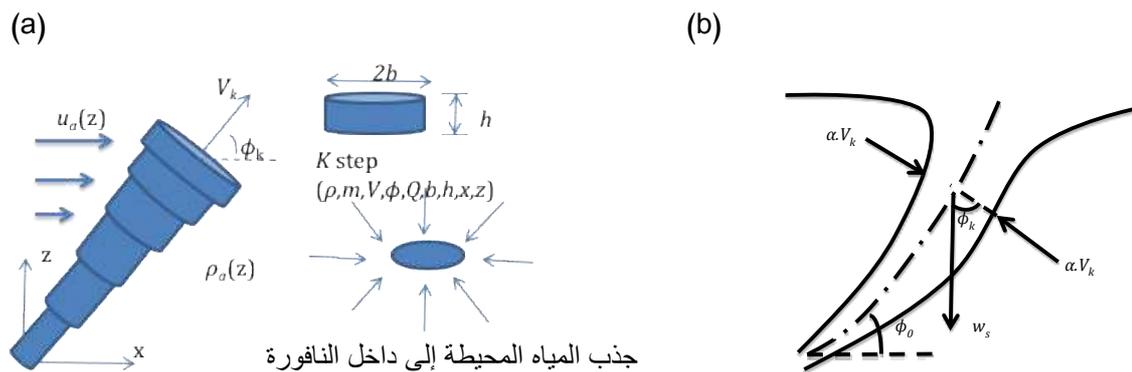


الشكل (3) التدرج الحبي للجزيئات الصلبة في شبكات الصرف الموحدة في الطقس الجاف. مأخوذ من Verbanck et al. (1990) في Ashley et al. (2004).

### 3. نمذجة ترسب الجزيئات الصلبة في الحقل القريب

إن النماذج التكاملية هي النماذج الأكثر ملاءمة لوصف السلوك الهيدروديناميكي للنوافير المضطربة، إذ تعطي معلومات أساسية عن الجريان دون وصف تفصيلي لتغير السرعة أو التركيز في المقطع العرضي. تعطي نتائج الحساب الخصائص الوسطية لكل شريحة مع تقدم الخطوة الزمنية، والذي يظهر أيضاً شكل النافورة والمقاطع الطولية للمتغيرات السلمية والشعاعية المدروسة (الشكل 4).

يعتبر الجذب "الدفق الكتلي للمياه المحيطة الداخلة إلى النافورة" هو المتغير المفتاح الذي يتحكم في تطور النافورة أي زيادة كتلتها ( $m$ ) مع الزمن ( $t$ ) وتظهره المعادلة (1) المعتمدة على مبادئ انحفاظ الكتلة (الاستمرارية):



الشكل (4) a-النافورة مقسمة إلى شرائح حسب طريقة لاغرانج التكاملية، b- سرعة ترسيب الجزيئات الصلبة المحمولة مع مياه الصرف الصحي ( $w_s$ ) مقابل سرعة الجذب في النافورة التي تؤخذ كنسبة  $\alpha$  من السرعة المحورية للنافورة  $V_k$

$$\frac{dm}{dt} = E \quad (1)$$

حسب مبادئ انحفاظ كمية الحركة والمقادير السلمية، يعود التغير في كمية الحركة في النافورة إلى التيار المائي المحيط ( $U_a$ ) وإلى قوى الطفو المعبر عنها بالفرق بين الكتلة الحجمية للمياه المحيطة ( $\rho_a$ ) والكتلة الحجمية لمياه النافورة ( $\rho$ ). أما المقادير السلمية مثل تركيز الملوثات المصونة، الحرارة، الملوحة أو الكتلة الحجمية فتتغير تبعاً لكمية المياه المحيطة الداخلة إلى النافورة وتركيزها في هذه المياه ( $C_a$ ) كما تظهر المعادلات من (2) إلى (4).

$$\frac{dm_u}{dt} = u_a \frac{dm}{dt} \quad (2)$$

$$\frac{dm_w}{dt} = mg \frac{\rho_a - \rho}{\rho_a} \quad (3)$$

$$\frac{dm_c}{dt} = c_a \frac{dm}{dt} \quad (4)$$

حيث  $u, w$  هي السرعة الأفقية والشاقولية على محور النافورة،  $C_a$  هو تركيز المادة المدروسة في الوسط المحيط. باعتبار أن شعاع السرعة الابتدائية للنافورة  $V_0(u_0, w_0)$  واقع في المستوي  $x-z$ ، تبقى النافورة ثنائية البعد في وسط مستقر أو بوجود تيار موازٍ لمحورها (تيار مائي موازٍ لاتجاه شعاع السرعة الابتدائية للنافورة).

يعطى الدفع الصلب  $P$  على امتداد محور النافورة  $S$  حسب العلاقة (5)

$$\frac{dP}{dS} = -2 \underbrace{(w_s - \alpha V \cos \phi)}_1 C_p b \underbrace{\left(1 - \frac{\alpha V \cos \phi}{w_s}\right)}_2 cf \quad (5)$$

حيث تمثل  $P$  الدفع الصلب في النافورة،  $S$  هي المسافة على محور النافورة،  $w_s$  هي السرعة الشاقولية للجزيئات الصلبة المترسبة،  $C_p$  هي تركيز الجزيئات الصلبة ضمن النافورة،  $b$  هو العرض النصفى للنافورة.

يعتبر الحد (1) أن ترسيب الجزيئات الصلبة يبدأ عندما تصبح سرعة ترسيبها أكبر من المركبة الشاقولية لشعاع سرعة الجذب ( $\alpha V$ ) حيث  $V$  هي السرعة المحورية،  $\alpha$  هو معامل الجذب ويأخذ القيمة 0.1 بينما  $\phi$  هي الزاوية التي يشكلها محور النافورة مع الأفق (انظر الشكل 4).

يعتبر الحد (2) أن مساحة منطقة الترسيب لا تنتشر على كامل المقطع العرضي للنافورة المضطربة، بل يتعلق مدى امتدادها بالنسبة بين سرعة الجذب وسرعة الترسيب. كلما كبرت سرعة الترسيب بالنسبة لسرعة الجذب، شغلت منطقة الترسيب مساحة أكبر من المقطع العرضي للنافورة المضطربة وازداد معدل الترسيب، والعكس صحيح.

$Cf$  هو عامل يعكس دور قوى الطفو بتثبيت الترسيب، ويأخذ قيمة محصورة بين 1 و 2. تؤخذ  $Cf=1.5$  من أجل النوافير الطافية في بيئة محيطية كتلتها الحجمية أكبر قليلاً من الكتلة الحجمية للمياه المصرفة والذي يتوافق مع تصريف معاشي ( $\rho_0=1000 \text{ kg/m}^3$ ) في بيئة معتدلة الملوحة ( $\rho_a=1020 \text{ kg/m}^3$ ). من الجدير ذكره أن وجود التيارات المائية في الوسط يلعب نفس الدور الذي تلعبه قوى الطفو في إبطاء الترسيب وبهذه الحال يؤخذ (Terfous et al., 2016)  $Cf=1$ .

تشمل المعادلة (5) ضمناً الافتراضات التالية: تركيز الجزيئات الصلبة ضعيف في مياه الصرف المعاشية. لذا فإن وجود الجزيئات الصلبة ليس له أي تأثير على مسار النافورة وسلوكها الهيدروديناميكي. لا تلتصق الجزيئات الصلبة ببعضها البعض: رغم أن البيئة البحرية تشجع الالتصاق بين الجزيئات الصلبة، فإن المقياس الزمني لحركة الجزيئات في الحقل القريب هو من مرتبة عدة دقائق. هذا المقياس الزمني القصير نسبياً لا يسمح بأخذ التصاق الجزيئات بعين الاعتبار. يتم الحصول على الدفق الصلب في كل شريحة  $K$ ، مما يسمح بتقدير معدل الترسيب على مسار النافورة بعد تقطيع المعادلات ممن (1) إلى (5) بطريقة (أولر المباشرة Explicit Euler method for discretization). يتم تمثيل النافورة في طريقة لاغرانج كمقاطع عرضية متتالية. يبدأ الحساب بخروج التصريف من الفتحة ويستمر على خطوات زمنية منفصلة.

تحسب الخواص الهيدروديناميكية لكل شريحة (الكتلة الحجمية  $\rho$ ، الكتلة  $m$ ، السرعة  $V$ ، الميل  $\phi$ ، التدفق الحجمي  $Q$ ، العرض النصف للنافورة  $b$ ، سماكة الشريحة  $h$  وإحداثياتها) اعتماداً على خواص الشريحة التي تسبقها. تتوقف حلقة الحساب، عندما تصل النوافير إلى السطح الحر، في حال النوافير الطافية، أو عندما تتعادل الكتلة الحجمية للمياه في النافورة مع الكتلة الحجمية للمياه المحيطة في العمق الذي وصلت إليه تحت مستوى سطح البحر في بيئة متطبقة الكثافة. يتم حساب معدل الجذب في كل شريحة من شرائح النافورة الموضحة في الشكل (4) اعتماداً على سرعة الجذب ومساحة السطح الجانبي للشريحة ذات الشكل الاسطواني:

$$E^{k+1} = \alpha V^{k+1} \cdot \rho_a \cdot 2 \cdot \pi \cdot b^{k+1} \cdot h^{k+1} \quad (6)$$

الشروط الابتدائية في هذه الحالة، تتضمن السرعة الابتدائية للنافورة ( $V_0$ ) أي سرعة خروجها من فوهة التصريف والميل الأولي للنافورة، أبعاد الشريحة الأولى والقيم الابتدائية للمقادير السلمية مثل الكتلة الحجمية والتركيز إضافة إلى الخطوة الزمنية. تعتبر السرعة في الشريحة الأولى مساوية للسرعة الابتدائية للنافورة:

$$(u, w)_0 = (V_0 \cos \phi_0, V_0 \sin \phi_0) \quad (7)$$

أبعاد الشريحة الأولى (نصف العرض والسماكة) تؤخذ متناسبة مع قطر فوهة التصريف الدائرية:

$$(b, h)_0 = (0.5D, 0.5D) \quad (8)$$

حيث  $D$  هو قطر فوهة التصريف.

الكتلة الحجمية، الدفع الصلب وتركيز الجزيئات الصلبة في الشريحة الأولى تؤخذ مساوية لقيمتها الابتدائية:

$$(\rho, P, C_p)_0 = (\rho_0, P_0, C_{p0}) \quad (9)$$

إحداثيات محور النافورة عند فوهة التصريف:

$$(x, z)_0 = (0, 0) \quad (10)$$

تؤخذ خطوة زمنية ثابتة أثناء الحساب وهي نفس الخطوة الزمنية المجربة والمعتمدة من قبل (Lee and Cheung (1990):

$$\Delta t = 0.1 \cdot \frac{h_0}{V_0} \quad (11)$$

انطلاقاً من هذه الشروط الابتدائية، يمكن لنا حساب معدل جذب المياه المحيطة إلى النافورة في الشريحة الأولى، مما يمكن من معرفة كتلة الشريحة الثانية وبالتالي خواصها الفيزيائية. تم التحقق من هذا النموذج اعتماداً على عدد من حالات الدراسة التجريبية الواردة في الدراسات المرجعية وذلك ضمن عمل (Terfous et al., 2016). تمت برمجة المخطط العددي في برنامج Matlab®، إصدار R2017b Mathworks®.

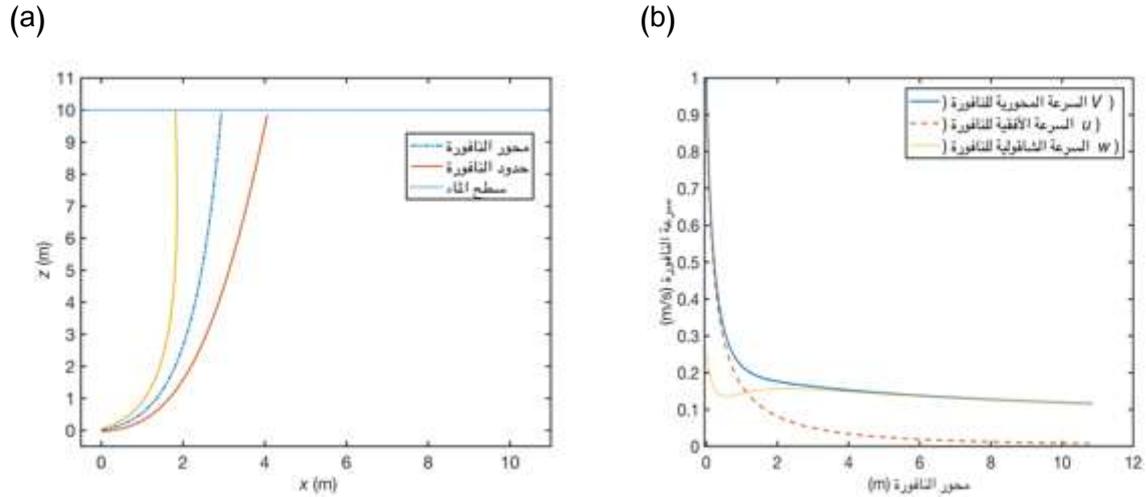
## النتائج والمناقشة:

من المجالات المحددة في الجدول 1، تم اختيار القيم التالية ( $V_0 = 1 \text{ m/s}$ ,  $z_{sea} = 10 \text{ m}$ ,  $D = 10 \text{ cm}$ ) لإنجاز عملية محاكاة لسلوك الجزيئات الصلبة. تم اختيار العمق الأكبر وسرعة التصريف الأقل وذلك ليكون مسار الجزيئات في الحقل القريب أطول ما يمكن واحتمال ترسبها أكبر ما يمكن وهي الحالة الأخطر في هذه الدراسة.

### 1. السلوك الهيدروديناميكي للنافورة الطافية

#### 1.1. في حالة الوسط الساكن (إهمال التيارات البحرية)

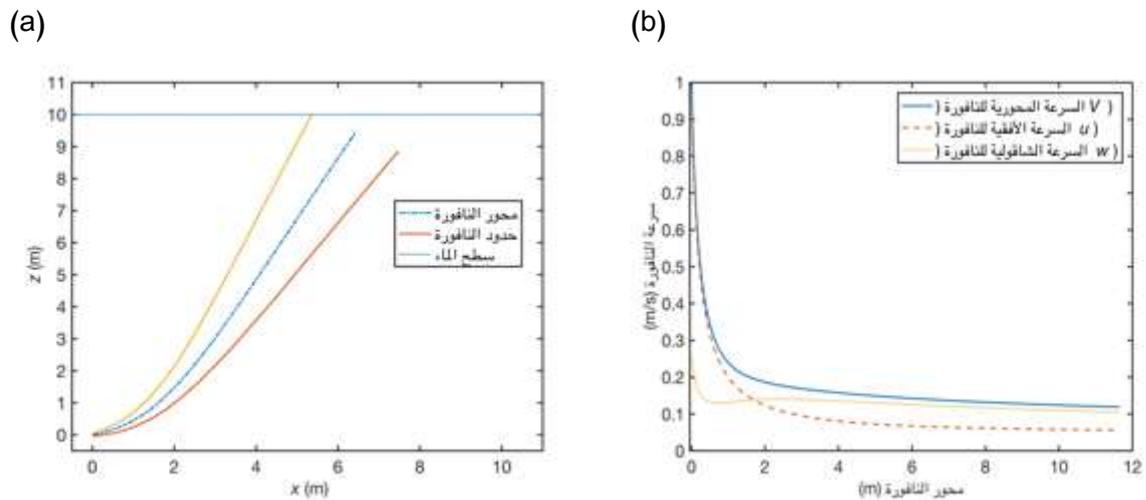
بتطبيق نموذج لاغرانج لدراسة السلوك الهيدروديناميكي للسحابة الطافية، الناتجة من التصريف في ظروف التشغيل العادية ( $u_0 = 1 \text{ m/s}$ ,  $D = 10 \text{ cm}$ ,  $\rho_0 = 1000 \text{ kg/m}^3$ ,  $\rho_a = 1020 \text{ kg/m}^3$ ,  $\phi_0 = 15^\circ$ ,  $z_{sea} = 10 \text{ m}$ ) تكون الخطوة الزمنية  $0.0035 \text{ s}$  يظهر النموذج أن السحابة تحتاج من الوقت  $73 \text{ s}$  (وهو ما يعادل  $n = 21903 \text{ step}$ ) للوصول إلى سطح الماء الحر، كما يظهر الشكل (5)، ويكون طول المسار على محور النافورة من نقطة التصريف حتى يلامس الحد العلوي للنافورة السطح الحر  $10.9 \text{ m}$ . بالنسبة للسرعة المحورية فهي تتناقص بشدة عند المتر الأول من خروج المياه من النافورة، وذلك لأن كمية الحركة الكبيرة للمياه عند خروجها تخلق منطقة من الضغط المنخفض تجذب إليها المياه المحيطة بشدة ودخول هذه الأخيرة إلى السحابة يعمل على تباطؤ السرعة الأفقية كما يظهر الشكل (5) أما السرعة الشاقولية فتؤثر فيها قوى الطفو وتكون هي المسيطرة بعد الأمتار الأولى من خروج المياه.



الشكل (5) a-شكل النافورة الطافية من خروجها من فتحة التصريف حتى وصولها إلى سطح الماء الحر، b- السرعة على محور النافورة ومركباتها في الوسط الساكن.

### 2.1. بوجود تيار بحري موازي لمحور النافورة

يؤدي وجود التيار البحري ( $ua=5 \text{ cm/s}$ ) في نفس شروط التشغيل في حالة الوسط الساكن (فقرة 1.1.3) إلى إطالة مسار النافورة إلى 11.7 m والزمن اللازم للوصول إلى السطح الحر إلى 77s، كما يظهر الشكل (6). كما تحافظ السرعة الأفقية على قيمة يمكن مقارنتها بالسرعة الشاقولية في جميع مراحل تطور النافورة كما يظهر الشكل (6). بفعل كمية الحركة الابتدائية والتيار البحري، يمكن أن تتسبب كمية الحركة المتبقية في النافورة بتشكيل بعض الفقاعات المائية على سطح الماء.



الشكل (6) a-شكل النافورة الطافية بوجود التيار البحري. يتوقف الحساب عند ملامسة الحد العلوي للنافورة لسطح الماء، b- السرعة على محور النافورة ومركباتها بوجود تيار بحري موازي لمحور النافورة،

## 2. سلوك الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب المختلفة في الحقل القريب

يمكن ربط سرعة الترسيب، لجزيئات الرمل والجزيئات الموجودة في مياه الصرف الصحي بالأقطار المكافئة المقابلة لها حسب قانون ستوكس  $w_s = \frac{gd^2(\rho_s - \rho_w)}{18\mu}$  والذي يمكن كتابته  $d^* = \sqrt{\frac{18\mu w_s}{g(\rho_s - \rho_w)}}$  عندما يكون المطلوب إيجاد القطر المكافئ لجزيئات ذات كثافة معينة وسرعة ترسيب معينة. حيث  $g$  هي تسارع الجاذبية الأرضية،  $d^*$  القطر الكروي المكافئ للجزيئات الصلبة الموجودة في الصرف الصحي ذات الكتلة الحجمية  $\rho_s = 1200 \text{ kg/m}^3$  وجزيئات الرمل ذات الشكل الكروي التي تبلغ كتلتها الحجمية  $\rho_s = 2650 \text{ kg/m}^3$ . أما الكتلة الحجمية لمياه البحر  $\rho_w$  فقد أخذت  $1020 \text{ kg/m}^3$  ولزوجته البحر عند درجة الحرارة  $20^\circ\text{C}$  :  $\mu = 0.0011 \text{ kg/m.s}$ . تبدأ عملية النمذجة من سرعة ترسيب  $w_s = 5 \text{ cm/s}$ ، وهي السرعة المميزة لجزيئات الرمل الناعم، وتنتهي عند سرعة الترسيب  $0.3 \text{ cm/s}$  لضمان أن تترسب كافة الجزيئات في الحقل القريب. فيكون المجال المدروس لأقطار الرمال من  $250 \mu\text{m}$  إلى  $60 \mu\text{m}$  ولأقطار الجزيئات الموجودة في مياه الصرف الصحي المدروسة من  $750 \mu\text{m}$  إلى  $185 \mu\text{m}$  (الجدول 5).

الجدول (5) القطر المكافئ لكل من الجزيئات الصلبة في مياه الصرف الصحي والرمل الناعم حسب قانون ستوكس باعتبار لزوجة مياه البحر عند درجة الحرارة  $20^\circ\text{C}$

0.3	0.5	1	2	3	4	5	سرعة الترسيب (سرعة ستوكس) cm/s
185	235	335	475	580	670	750	القطر المكافئ ( $d^* \mu\text{m}$ ) للجزيئات الموجودة في مياه الصرف الصحي ذات الكثافة $1200 \text{ kg/m}^3$
60	80	110	160	190	220	250	القطر المكافئ ( $d^* \mu\text{m}$ ) لجزيئات الرمل الناعم ذات الكثافة $2650 \text{ kg/m}^3$

يعطي النموذج المقترح (المعادلات من (1) إلى (5) بعد تقطيعها (Discretization) ولحظ الشروط الابتدائية والحدية من (7) إلى (11) كمية الجزيئات الصلبة، التي بقيت ضمن النافورة على طول محورها (الدفق الصلب) والكمية المترسبة بالإضافة إلى تابع الكثافة الاحتمالي (Probability Density Function PDF) الذي يعطى بالعلاقة:

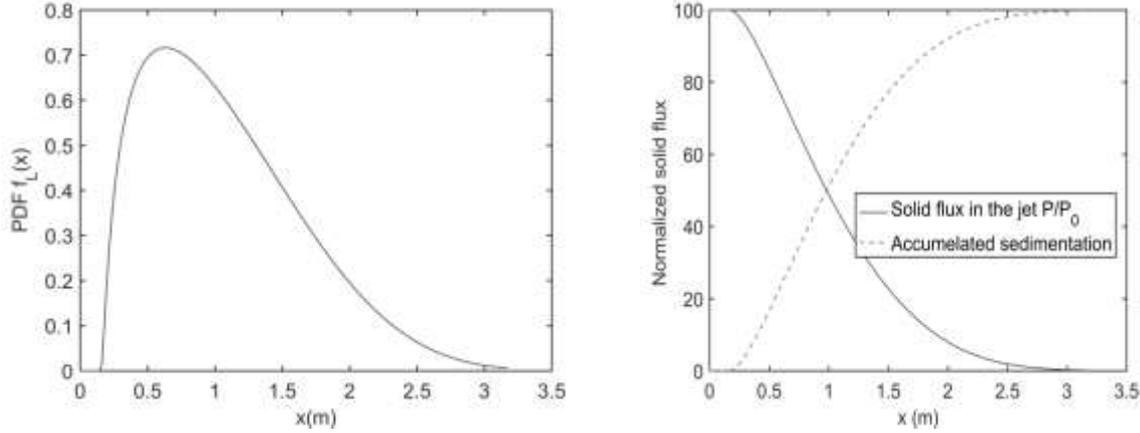
$$pdf(k) = f_L(x) = \frac{\sum_{k=1}^k SS_k}{\sum_{k=1}^n SS_k}$$

حيث  $SS_k$  هي كمية الجزيئات الصلبة المترسبة من الشريحة  $k$ ، وبالتالي يكون البسط هو كمية الجزيئات الصلبة المترسبة من المبدأ حتى الشريحة  $k$  التي تبعد  $x$  عن نقطة التصريف ويكون المقام هو كمية الجزيئات الصلبة المترسبة على طول محور النافورة التي تشمل عدد  $n$  من الشرائح.

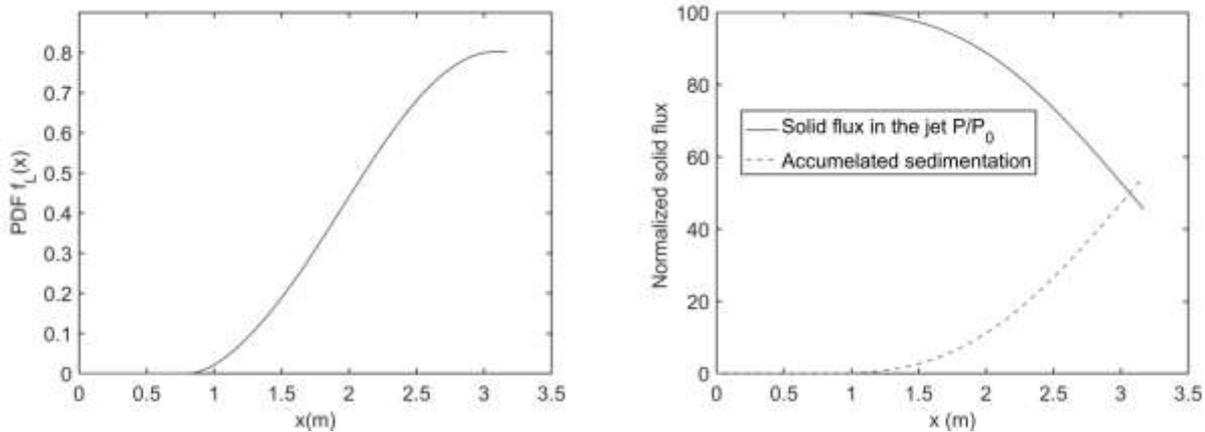
### 1.2. في حالة الوسط الساكن (إهمال التيارات البحرية)

تم دراسة سلوك الجزيئات الصلبة عند سبع قيم لسرعة الترسيب، من  $5 \text{ cm/s}$  إلى  $0.3 \text{ m/s}$  وذلك بتطبيق المعادلة (5)، التي تم ربطها مع النموذج الهيدروديناميكي للنافورة الطافية، حيث تم حساب الترسيب من النافورة عند كل خطوة زمنية لينتج تابع الكثافة الاحتمالي للترسيب والدفق الصلب المتبقي في النافورة والكمية المترسبة كما يظهر الشكلان

(7,8) والجدول (5). كلما قلت سرعة الترسيب تأخر الترسيب في البدء وكانت كميته أقل في الحقل القريب، ابتداءً من الترسيب الكامل للجزيئات ذات سرعة الترسيب 3-5 cm/s وصولاً إلى الترسيب شبه المهمل عند سرعة الترسيب 0.3 cm/s وما دون.



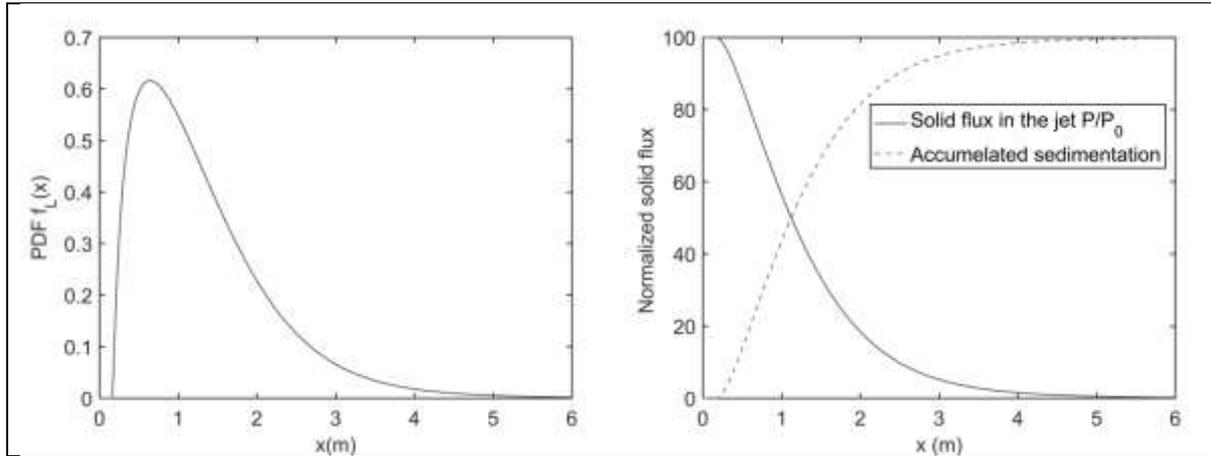
الشكل (7). ترسيب الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب 5 cm/s من النافورة الطافية في وسط ساكن. ( $D=10\text{ cm}$ ,  $V_0=1\text{ m/s}$ ).  
 $(\rho_\sigma=1000\text{ kg/m}^3, \rho_a=1020\text{ kg/m}^3, \phi_0=15^\circ)$



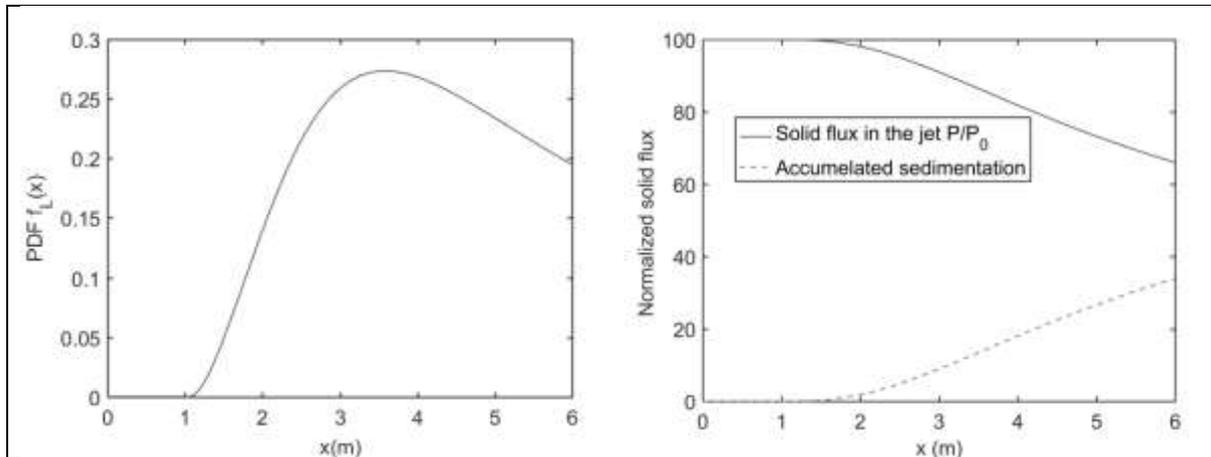
الشكل (8). ترسيب الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب 1 cm/s من النافورة الطافية في وسط ساكن. ( $D=10\text{ cm}$ ,  $V_0=1\text{ m/s}$ ).  
 $(\rho_\sigma=1000\text{ kg/m}^3, \rho_a=1020\text{ kg/m}^3, \phi_0=15^\circ)$

## 2.2. بوجود تيار بحري موازي لمحور النافورة

كما تمت دراسة تأثير وجود تيار بحري مواز لمحور النافورة بشدة  $u_a=5\text{ cm/s}$ ، والتي تعتبر قيمة وسطية لشدة التيار البحري في الشاطئ السوري عموماً. من الجدول (6)، يمكن الاستنتاج، أن وجود التيار البحري لم يؤثر على ترسيب الجزيئات الكبيرة، بينما كان الأثر أوضح كلما صغرت الجزيئة. كذلك يظهر الشكلان (9,10) أن التيار البحري يؤخر البدء في عملية الترسيب من النافورة، أي يدفع مياه الصرف المحملة بالجزيئات الصلبة لترسب أو تنتشر بعيداً عن نقطة التصريف، وهو ما يؤثر إيجاباً على توفير شروط تشغيل جيدة، من حيث انسداد فتحات الجزء الرذاذ، أو تراكم الرمال والحماة بجوار الجزء الرذاذ.



الشكل (9) . ترسيب الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب 5 cm/s من النافورة الطافية بوجود التيار. (  $D=10$  cm,  $V_0=1$ m/s,  $\rho_o=1000$  kg/m<sup>3</sup>,  $\rho_a=1020$  kg/m<sup>3</sup>,  $\phi_0=15^\circ$ ,  $ua=5$ cm/s )



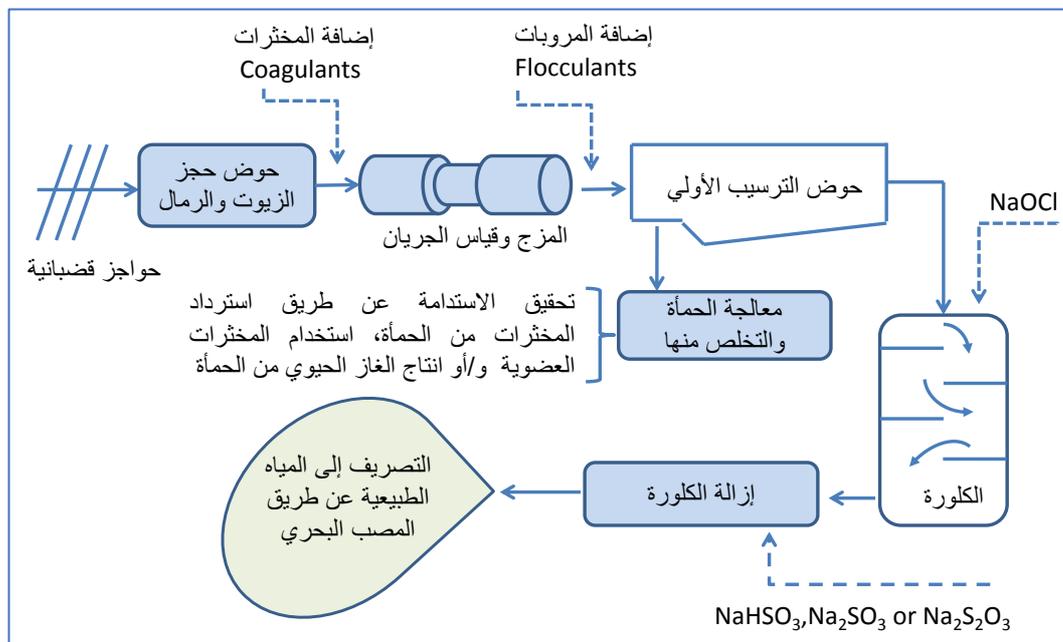
الشكل (10) . ترسيب الجزيئات الصلبة ذات سرعة الترسيب 1 cm/s من النافورة الطافية بوجود التيار. (  $D=10$  cm,  $V_0=1$ m/s,  $\rho_o=1000$  kg/m<sup>3</sup>,  $\rho_a=1020$  kg/m<sup>3</sup>,  $\phi_0=15^\circ$ ,  $ua=1$ cm/s )

يستنتج مما سبق أنه لضمان العمل السليم للمصب البحري وحماية فتحات الجزء الرذاذ من الانسداد، يوصى ألا يزيد قطر الجزيئات الرملية المصروفة مع الجريان عن 50µm و 150µm للجزيئات الأخرى ضمن ظروف التشغيل الطبيعية. لا يمكن أن تضمن المعالجة الأولية فقط عدم ترسب هذه الجزيئات الصلبة ضمن الحقل القريب، وبالتالي التلوث طويل الأمد، وتراكم الحمأة قرب نقطة التصريف مما يسبب مشاكل تشغيلية متنوعة، أخذين بعين الاعتبار الجانب الخاص بالسياحة والاصطياف والسباحة في شاطئ اللاذقية، يبقى حل المعالجة الأولية المحسنة كيميائياً التي تحقق معايير الاستدامة (Shewa and Dagnev, 2020) إضافة إلى الكلورة (Chlorination) ومن ثم إزالة الكلورة (Dechlorination) هو الحل المقترح لمياه الصرف الصحي في جنوب اللاذقية (الشكل 11). تتم الكلورة عادة باستخدام محلول هيبوكلوريد الصوديوم الذي من شأنه تخفيض الحمولة البكتيرية في الجريان لمرتبتين عشريتين. تتم إزالة الكلورة، منعاً لتأثر الكائنات البحرية بالكلور الحر المتبقي، ومنتجات تفاعل الكلور مع المواد العضوية ذات التأثير

المسرطن. تتم هذه العملية بإضافة إحدى مركبات ثاني أكسيد الكبريت مثل Sodium Sulfite ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) أو Sodium Bisulfite ( $\text{NaHSO}_3$ ) بمقدار يعادل تقريباً مقدار الكلورة (EPA, 2000).

الجدول (6). النسبة المئوية من الجزيئات الصلبة المترسبة والمسافة التي يحصل عندها الترسيب الأعظمي ضمن الحقل القريب

سرعة الترسيب cm/s							
0.3	0.5	1	2	3	4	5	
185	235	335	475	580	670	750	$d^* \mu\text{m} (1200 \text{ kg/m}^3)$
60	80	110	160	190	220	250	$d^* \mu\text{m} (2650 \text{ kg/m}^3)$
8.3	21.5	54.5	88.4	97.4	99.5	99.9	الجزئيات الصلبة المترسبة في الحقل القريب %
out	out	3.1	2.1	1.4	0.7	0.6	المسافة التي يحصل عندها الترسيب الأعظمي m
out	3.5	34.0	81.0	95.6	99.1	99.8	الجزئيات الصلبة المترسبة في الحقل القريب %
out	out	3.6	1.5	1.3	0.9	0.7	المسافة التي يحصل عندها الترسيب الأعظمي m



الشكل (11). مخطط المعالجة الأولية المحسنة المقترح محل للتصريف الآمن لمياه الصرف الصحي للتجمعات السكنية الصغيرة إلى البحر.

## الاستنتاجات والتوصيات:

أخذين بالاعتبار، مشروع إقامة محطة معالجة مركزية لمدينة اللاذقية، في شمال المدينة، تم اقتراح إقامة مصب بحري للقسّم الجنوبي من المدينة، توفيراً لكلفة نقل مياه الصرف الصحي من الجنوب إلى الشمال، إضافة إلى كلفة المعالجة. كان محور البحث هو دراسة سلوك الجزيئات الصلبة المعلقة في مياه الصرف الصحي، في الحقل القريب للمصب البحري، منعاً لتراكم التلوث ومما يخلق مشكلات تشغيلية. بتطبيق نموذج لاغرانج لدراسة السلوك الهيدروديناميكي للنوافير المضطربة المحملة بالجزيئات الصلبة بتركيز ضعيفة، على المعطيات التصميمية لفتحات التصريف في المصب، تم استنتاج أنه في سيناريوهات التشغيل الطبيعي تترسب ضمن الحقل القريب جزيئات الرمل ذات الأقطار التقريبية  $50 \mu\text{m}$  وما فوق، والجزيئات الأخرى المحمولة مع مياه الصرف الصحي ذات الأقطار  $150 \mu\text{m}$  وما فوق

- (وهو ما يكافئ سرعة ترسيب ستوكس أكبر من 0.3 cm/s) مع كل ما تحمله من تلوث، وبناء عليه تم اقتراح منظومة معالجة أولية محسنة كيميائياً مرفقة بعملية كلورة وإزالة الكلورة. بالنسبة لتوصيات البحث فقد تلخصت بالنقاط التالية:
- دراسة تجريبية لتحديد التوزيع الحبي للجزئيات الصلبة الموجودة في مياه الصرف الصحي في مدينة اللاذقية في الطقس الجاف والطقس الماطر، وذلك في مصبات تصريف مياه الصرف الخام العديدة التي تقع على شاطئ المدينة (على سبيل المثال لا الحصر، مصب أفاميا ومصب مسبح الشعب) وتحديد مؤشرات التلوث المرتبطة بمجالات الأقطار، مما يساعد في فهم أكبر لتركيبة مياه الصرف في المدينة ومقارنتها بالقيم المسجلة في مدن أخرى واقتراح منظومات المعالجة المناسبة.
  - اختيار المعالجة الأولية المحسنة كيميائياً، من عدة بدائل قابلة للتطبيق محلياً، وتحقق معايير الاستدامة عن طريق استرداد مواد التخثير من الحمأة واستخدام مواد طبيعية ما أمكن.
  - دراسة هيدروديناميكية لسلوك الملوثات في الحقل البعيد، مما يستلزم جمع معلومات واقية عن البيئة البحرية في الساحل، من أعماق واتجاه تيارات بحرية، وذلك عن طريق أحد برامج المحاكاة المتعددة في هذا المجال (EFDC, Delft3D, ECOMSED, ...) من أجل تحديد الطول اللازم للمصب البحري واتجاهه، واتجاه الجزء الرذاذ لضمان ألا تصل الملوثات، وخاصة التلوث الجرثومي، إلى الشاطئ بتركيز أعلى من التراكيز المسموحة الخاصة بالسباحة وفي موسم الاصطياف تحديداً.

## References:

- AL MAMOON, A., KEUPINK, E., RAHMAN, M. M., ELJACK, Z. A., & RAHMAN, A. *Sea outfall disposal of stormwater in Doha Bay: Risk assessment based on dispersion modelling*. Science of The Total Environment, 732, 2020,139305.
- ARIMI, M. M. *Particle size distribution as an emerging tool for the analysis of wastewater*. Environmental Technology Reviews, 7(1), 2018, 274-290.
- ASHLEY, R.M., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., HVITVED-JACOBSEN, T., VERBANCK, M. *Solids in sewers*. IWA Publishing, Scientific and Technical Report No. 14, 2004, 340 pp.
- BOURRIER, R., SATIN, M., SELMI, B. *Guide technique de l'assainissement*. Le Moniteur, France, 2010, 776 pages.
- CHEBBO, G. & GROMAIRE, M. *VICAS—An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solid Settling Velocities within Urban Drainage Samples*. Journal of Environ. Eng., 135(9), 2009,768–775.
- CHOI, K. W., CHAN, S. N. AND LEE, J. H. W. *The WATERMAN system for daily beach water quality forecasting: a ten-year retrospective*. Environ. Fluid Mech., 2022, doi:10.1007/s10652-022-09839-4.
- DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A., DEL-PILAR-RUSO, Y., GIMENEZ-CASALDUERO, F., & SANCHEZ-LIZASO, J. L. *Monitoring the effects of wastewater treatment strategies*. Environmental monitoring and assessment, 188(2), 2016,110.
- DULEKGURGEN, F., DOĞRUEL S., KARAHAN Ö. ET AL. *Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability*. Water Res.,40, 2006, 273–282.
- ECONOMOPOULOS, M. A. AND ECONOMOPOULOS, A. P. *Graphical sizing and analysis of ocean outfalls with buoyant plumes*. Journal of Environmental engineering, 127(1), 2001, 3- 14.
- EPA. *Wastewater Technology Fact Sheet Dechlorination*. EPA 832-F-00-022, 2000, USA.

- GROGAN, A. E., & MALLIN, M. A. *Successful mitigation of stormwater-driven nutrient, fecal bacteria and suspended solids loading in a recreational beach community*. Journal of Environmental Management, 281, 2021, 111853.
- GURSOY-HAKSEVENLER, B. H., & ARSLAN-ALATON, I. *Effects of treatment on the characterization of organic matter in wastewater: a review on size distribution and structural fractionation*. Water Science and Technology, 82(5), 2020, 799-828.
- LAMPARELLI, C. C., MOURA, D. O., PINTO, K. C., & CAMOLEZ, A. C. *Monitoring Sea Outfall Discharges in São Paulo Coast-Brazil*. In International Symposium on Outfall Systems. University of Ottawa, Canada, 10 - 13 May, 2016.
- LEE, J.H.W., CHEUNG, V. *Generalized Lagrangian model for buoyant jets in current*. Journal of Environmental Engineering 116(6), 1990, 1085-1106.
- LEVINE, A. D., TCHOBANOGLIOUS G. & ASANO T. *Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability*. Water Res.; 25,1991, 911-922.
- LICK, W. *Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters*. IWA Publishing, CRC Press, London, 2009, 416 pages.
- RAVI, H. G. *Particle size characterization and follow-up of the performance during long-term operation of the discfilter plant at Arvidstorp WWTP*. Department of Architecture and Civil Engineering, Chalmers University of Technology Göteborg, Sweden, 2018, Master thesis.
- ROTH, F., LESSA, G. C., WILD, C., KIKUCHI, R. K. P., & NAUMANN, M. S. *Impacts of a high-discharge submarine sewage outfall on water quality in the coastal zone of Salvador (Bahia, Brazil)*. Marine pollution bulletin, 106(1-2), 2016, 43-48.
- SHIBAN S., GHENAIM, A., TERFOUS, A., AND POULET, J.-B. *Optimization of municipal wastewater submarine outfall design Case study Lattakia city, Syria*. MWWD 2010 October 25 to 29 Langkawi- Malaysia.
- SHEWA W. A. AND DAGNEW M. *Revisiting Chemically Enhanced Primary Treatment of Wastewater: A Review*. Sustainability MDPI, 12, 2020, 5928; doi:10.3390/su12155928
- Shiban, S., Terfous, A., Ghenaim, A., Poulet, J. B., Salman, H., Awad, A. and Sabat, M. *Sedimentation in the outfall and mixing zones (Avoiding diagnostic and remediation)*. Journal of Shipping and Ocean Engineering-2011, 2(1) pp 124-132.
- TERFOUS, A., SHIBAN, S. AND GHENAIM, A. *Modeling sediment deposition from marine outfall jets*. Environmental Technology, 37:15, 2016, 1865-1874.
- UNEP United Nations Environment Programme, (WHO) World Health Organization. *Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities*. Meeting of MED POL National Coordinators, Athens, 18-22 March 1996. 36 pages.
- VERBANCK, M. VANDERBORGHT, J.-P., WOLLAST, P. *Size distributions of suspended particles in combined sewers during dry- and wet-weather*. Proceedings of the 5th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27,1990, page 891-896.
- YING, G., SANSALONE, M. *Gravitational settling velocity regimes for heterodisperse urban drainage particulate matter*. J. of Environmental Eng. 137(1), 2011, 15-27.
- ZGHEIB, S., MOILLERON, R., SAAD, M., CHEBBO G. *Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?*. Water Research 45 (2), 2011, 913-925.